



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

2006

# 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

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



BAG OFSP UFSP SFOPH

Bild: Hochvolumen-Aerosolsammler bei Oberschrot (Plaffeien) im Kanton Fribourg  
Photo: Collecteur d'aérosols à haut débit à Oberschrot (Plaffeien) dans le canton de Fribourg

# Inhaltsverzeichnis / Sommaire

<b>Einleitung</b>	<b>7</b>
<b>Kapitel 1 Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz.</b>	<b>8</b>
Zusammenfassung	8
1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung	8
1.2 Gesetzliche Vorgaben	8
1.3 Grundsätze der Überwachung	8
1.4 Organisation und Zusammenarbeit	9
1.5 QM-Massnahmen	9
1.6 Labordatenbank «ENVIRA»	10
1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen	11
1.8 Quellenangaben	11
<b>Chapitre 2 Radon</b>	<b>13</b>
<b>Chapitre 3 Rayonnement externe</b>	<b>15</b>
<b>Chapitre 3.1 Mesures in situ et exposition externe</b>	<b>16</b>
Résumé	16
3.1.1 Introduction	16
3.1.2 Méthodologie in situ	16
3.1.3 Résultats in situ 2006	17
3.1.4 Campagne d'intercomparaison dans la région de La Chaux-de-Fonds	18
3.1.4 Conclusions	19
<b>Kapitel 3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM</b>	<b>21</b>
3.2.1 Übersicht	21
3.2.2 Erfahrungs- und Mittelwerte	21
3.2.3 Qualitätssicherung	22
3.2.4 Erneuerung der NADAM-Sonden	22
<b>Kapitel 3.3 Aeroradiometrische Messungen</b>	<b>23</b>
Zusammenfassung	23
3.3.1 Einleitung	23
3.3.2 Flugaufnahmen 2006	23
3.3.3 Literatur	25
<b>Kapitel 3.4 Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung</b>	<b>26</b>
<b>Kapitel 4 Umwelt / Environnement</b>	<b>27</b>
<b>Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets</b>	<b>28</b>
Résumé	28
4.1.1 Air	28
4.1.2 Précipitations	32
4.1.3 Rivières	33
4.1.4 Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	33

# Inhaltsverzeichnis / Sommaire

<b>Kapitel 4.2 Überwachung der Radioaktivität der Aerosole auf dem Jungfrauoch</b>	<b>35</b>
Zusammenfassung	35
Vorgeschichte	35
Messungen auf dem Jungfrauoch	35
Das Schweizerische RADAIR-Netz	36
Die Hochvolumensammler «ASS-500»	36
Neuer Sammler auf dem Jungfrauoch	37
<b>Kapitel 4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen</b>	<b>40</b>
Zusammenfassung	40
Vorgeschichte	40
Sammlung und Messung der Proben	41
Erste Ergebnisse nach Umbau und Neuzulassung	42
Quellen	43
<b>Kapitel 4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen</b>	<b>44</b>
Zusammenfassung	44
4.4.1 Ziele	44
4.4.2 Methoden	44
4.4.3 Kernanlagen	44
4.4.4 Andere Betriebe	50
<b>Chapitre 4.5 Radioactivité du sol et de l'herbe</b>	<b>52</b>
Résumé	52
Introduction	52
Résultats de la surveillance	53
Etude d'un site de la vallée de la Dischma (Davos)	55
Conclusions	57
<b>Kapitel 4.6 Uran im Trinkwasser</b>	<b>58</b>
Zusammenfassung	58
4.6.1 Isotope des Urans, Limiten und Empfehlungen; ein Versuch zur Entwirrung	58
4.6.2 Uran in Schweizer Grundwässern	60
<b>Kapitel 5 Lebensmittel</b>	<b>62</b>
<b>Kapitel 5.1 Radioaktivität in den Lebensmitteln</b>	<b>63</b>
Zusammenfassung	63
5.1.1 Messprogramm	63
5.1.2 Ergebnisse der Überwachung	63
5.1.3 Bewertung und Interpretation	65
Quellen	65
<b>Kapitel 6 Menschlicher Körper Chapitre 6 Corps humain</b>	<b>66</b>
<b>Kapitel 6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2006</b>	<b>67</b>
Zusammenfassung	67
6.1.1 Ziel der Messungen	67
6.1.2 Ergebnisse und Interpretation der <sup>137</sup> Cs-Messungen	67
6.1.3 <sup>40</sup> Kalium-Gehalt des Körpers	68

## Inhaltsverzeichnis / Sommaire

<b>Chapitre 6.2 Mesure de <sup>90</sup>Sr dans les vertèbres et les dents de lait</b>	<b>69</b>
Résumé	69
Introduction	69
Publication des données de <sup>90</sup> Sr dans les dents de lait depuis 1950 jusqu'à 2000 : la situation en Suisse	69
Procédure de détermination du <sup>90</sup> Sr dans les dents de lait	70
Conclusions	71
<b>Chapitre 7 Messung von Spezialnukliden / Mesures de nucléides spéciaux</b>	<b>13</b>
<b>Kapitel 7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85</b>	<b>73</b>
Zusammenfassung	73
7.1.1 Kohlenstoff-14	74
7.1.2 Kernkraftwerk Leibstadt	76
7.1.3 Kernkraftwerk Gösgen	77
7.1.4 Kernkraftwerk Mühleberg	78
7.1.5 Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	78
7.1.6 Region Basel	79
7.1.8 Probenaufarbeitung	83
7.1.9. Krypton-85 ( <sup>85</sup> Kr)	84
7.1.10 Argon-37 ( <sup>37</sup> Ar)	85
7.1.11 Tritium ( <sup>3</sup> H)	85
<b>Chapitre 7.2 Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement</b>	<b>89</b>
Résumé	89
7.2.1 Introduction	89
7.2.3 Conclusions	93
<b>Kapitel 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen</b>	<b>95</b>
Zusammenfassung	95
8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	96
<b>Kapitel 8.2 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)</b>	<b>106</b>
Zusammenfassung	106
8.2.1 Übersicht	106
8.2.2 Systeminstandhaltung und -ergänzung	106
8.2.3 Systemverfügbarkeit und Störungen	107
8.2.4 Qualitätssicherung	107
8.2.5 Messergebnisse	108
<b>Chapitre 8.3 Les installations nucléaires et l'environnement</b>	<b>115</b>
Résumé	115
8.3.1 Introduction	115
8.3.2 Méthodologie	115
8.3.3 Résultats	116
8.3.4. Conclusions	119
<b>Kapitel 8.4 Überwachung des Zentralen Zwischenlagers (ZWILAG) in Würenlingen</b>	<b>120</b>
Zusammenfassung	120
Ergebnisse	120

# Inhaltverzeichnis / Sommaire

<b>Chapitre 8.5 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)</b>	<b>122</b>
Synthèse	122
8.5.1 Objets de la surveillance	123
8.5.2 Contrôle des émissions	123
8.5.3. Contrôle des immissions	123
8.5.4 Conclusions	126
<b>Chapitre 8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)</b>	<b>127</b>
Résumé	127
8.6.1 Programme de surveillance de l'OFSP	127
8.6.2 Mesures de l'exposition ambiante	128
8.6.3 Mesures dans le milieu atmosphérique	128
8.6.4 Mesures dans le milieu terrestre	129
8.6.5 Mesures dans le milieu aquatique	129
8.6.6 Conclusions	130
<b>Kapitel 9 Industrien und Spitäler</b>	<b>132</b>
<b>Kapitel 9.1 Emissionen der Betriebe</b>	<b>132</b>
<b>Kapitel 9.2 Emissionen der Spitäler</b>	<b>135</b>
Zusammenfassung	135
9.2.1 Ausgangslage	135
9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden	135
9.2.3 Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	135
<b>Kapitel 10 Diverse / Divers</b>	<b>140</b>
1. Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung (links)	<b>140</b>
1. Analyse des contributions à l'irradiation de la population suisse (lien)	<b>140</b>
2. 20 ans après l'accident de Tchernobyl: les conséquences en Suisse (lien)	<b>181</b>
2. 20 Jahre seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl: Die Auswirkungen auf die Schweiz (links)	<b>186</b>
3. Polonium-210: Information sheet (links)	<b>190</b>
<b>Anhänge / Annexes</b>	<b>196</b>
1. BETEILIGTE STELLEN UND LABORATORIEN	196
1. ORGANISMES ET LABORATOIRES PARTICIPANTS	196
1. ISTITUTI E LABORATORI PARTECIPANTI	196
2 Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	197
3. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	198
4. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	199

# Einleitung

Seit 1956 wird in der Schweiz die Radioaktivität der Umwelt kontinuierlich überwacht. Damals ernannte der Bundesrat, auf Antrag von Prof. Paul Huber von der Universität Basel, die Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER). Auslöser war die Sorge um den stetigen Anstieg der Umweltradioaktivität als Folge der Kernwaffenversuche der Grossmächte. Bereits im Jahr 1957 erstellte die Kommission ihren ersten Bericht zuhanden des Bundesrates. Mit dem vorliegenden Bericht sind es somit 50 Jahre her, seit die Ergebnisse der Überwachung regelmässig veröffentlicht werden. Diese Überwachung konzentrierte sich anfänglich auf die Auswirkungen der Kernwaffenversuche, später trat die Kontrolle der Umgebung von Kernkraftwerken, sowie von Forschungsinstituten, Industrien und Spitälern die radioaktiven Stoffe verwenden in den Vordergrund.

Diese Kontrolle und die Publikation der Ergebnisse sind heute eine Daueraufgabe des Bundesamtes für Gesundheit. Die Messungen umfassen die Radioaktivität in Luft, Niederschlägen, Boden und Pflanzen, im aquatischen Milieu, in den Lebensmitteln, sowie im menschlichen Körper und – in Zusammenarbeit mit den Kantonen – das Radon im Hausinnern, im weiteren auch die Umgebung von Kernanlagen und Betrieben die radioaktive Stoffe verwenden. Massgebend für die Beurteilung der Ergebnisse sind die Immissions- und Dosisgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung (StSV) und für die Lebensmittel die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV). Diese Limiten garantieren, dass nach heutigem Wissensstand eine Gefährdung der Bevölkerung durch ionisierende Strahlung ausgeschlossen werden kann.

Die durchschnittliche Jahresdosis der Bevölkerung von insgesamt 4 mSv (die Strahlendosen werden in der Einheit milli-Sievert: mSv angegeben) stammt weitgehend aus natürlichen Quellen mit den Hauptbeiträgen Radon: 1.6 mSv, terrestrische Strahlung: 0.35 mSv, kosmische Strahlung: 0.38 mSv sowie Radionuklide im Körper: 0.34 mSv. Aus der medizinischen Röntgendiagnostik kommt 1 mSv, aus allen übrigen künstlichen Quellen etwa 0.2 mSv. Die Emissionen aus Kernanlagen machen weniger als 0.01 mSv aus. Die Auswirkungen der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl vom 26. April 1986 ergaben im Schweizerischen Mittel im ersten Jahr nach dem Unfall 0.2 mSv, integriert über alle Folgejahre bis heute 0.5 mSv; heute beträgt dieser Beitrag im Landesmittel weniger als 0.01 mSv pro Jahr. Ausser den schon früher festgestellten erhöhten Radonkonzentrationen in einigen Wohnräumen waren die Limiten auch 2006 eingehalten und die Schweizer Bevölkerung war – auch in Gebieten wo noch eine erhöhte <sup>137</sup>Cae-

sium-Belastung als Folge von Tschernobyl vorhanden ist – keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt. Nach wie vor sind jedoch in etwa 1 bis 2 Prozent der bisher in der Schweiz untersuchten Häuser die Bewohner einer zu hohen Strahlendosis durch das natürliche Radon ausgesetzt; dieses verursacht 5 bis 10% der in der Schweiz auftretenden Lungenkrebstodesfälle.

Die Ergebnisse dieser Überwachung, an der zahlreiche Laboratorien des Bundes, der Kantone, der Hochschulen und Forschungsinstitute beteiligt sind, sind auf dem Internet<sup>(\*)</sup> als pdf abrufbar, sowohl der gesamte Bericht wie auch einzelne Kapitel. Allen Laboratorien und Amtsstellen sei für ihre wertvolle Mitarbeit beim Ausführen des Messprogrammes und bei der Zusammenstellung des Berichtes herzlich gedankt.

Bundesamt für Gesundheit  
Direktionsbereich Verbraucherschutz  
Abteilung Strahlenschutz,  
Überwachung der Radioaktivität

(\*) Internet-Adresse für die Jahresberichte 2006 (und die Berichte früherer Jahre):  
<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02239/index.html?lang=de>

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 1 Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz.

<b>Einleitung</b>	<b>7</b>
<b>Kapitel 1 Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz.</b>	<b>8</b>
Zusammenfassung	8
1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung	8
1.2 Gesetzliche Vorgaben	8
1.3 Grundsätze der Überwachung	8
1.4 Organisation und Zusammenarbeit	9
1.5 QM-Massnahmen	9
1.6 Labordatenbank «ENVIRA»	10
1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen	11
1.8 Quellenangaben	11

# Kapitel 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

Es werden die Grundsätze und Zielsetzungen des Überwachungsprogrammes dargelegt sowie Kriterien für die Auswahl von Probenahmestellen und Messverfahren und der Bezug zur Schweizer Gesetzgebung und internationalen Empfehlungen. Das Bundesamt für Gesundheit koordiniert das Messprogramm, sammelt und bewertet die Ergebnisse und veröffentlicht diese in jährlichen Berichten. Die Zusammenarbeit verschiedener Institutionen von Bund, Kantonen und Hochschulen nutzt Synergien und gemeinsame Interessen.

Richtwert) und LE/50 für das Wasser (LE = Freigrenze). Bei Dauerexposition führen diese Werte zu je 0.2 mSv pro Jahr. Für die Lebensmittel gelten die Toleranz- und Grenzwerte (s. Tabelle 1) gemäss FIV (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung [3]). Für die Bevölkerung («nichtberuflich strahlenexponierte Personen») darf die effektive Dosis durch künstliche Strahlenquellen (ohne natürliche Radioaktivität oder medizinische Anwendungen) 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen (Art. 37). Für beruflich strahlenexponierte Personen gilt eine Limite von 20 mSv pro Jahr.

### 1.3 Grundsätze der Überwachung

Die Anforderungen für ein Überwachungsprogramm hängen von dessen Zielsetzung ab. Ein **Monitoringprogramm** soll in erster Linie feststellen, ob vorgegebene Immissionsgrenzwerte eingehalten sind. Dies wird durch eine «verdachtsorientierte» Stichprobenerhebung dort wo mit den grössten Immissionen bzw. den grössten radiologischen Auswirkung gerechnet wird, erreicht. Ein **Umweltmessprogramm** soll für die gewählte Messgrösse für bestimmte Gebiet und Zeitintervalle die tatsächlichen Werte und deren örtliche und zeitliche Variationen ermitteln. Hier sollen die Probenahmen nach statistischen Kriterien vorgenommen werden, wobei eine grössere Empfindlichkeit gefordert wird als beim Monitoringprogramm, damit aus den Ergebnisse die tatsächlichen Strahlendosen hergeleitet werden können. **Wissenschaftliche Programme** dienen der Überprüfung radioökologischer Modelle und der Bestimmung von Modellparametern. Hier müssen statistische Gesichtspunkte bei der Wahl der Proben berücksichtigt werden und die Messempfindlichkeit soll die Verifikation der dem Modell zugrundegelegten Hypothesen ermöglichen bzw. die Bestimmung der Modellparameter.

### 1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung

Die Überwachung der Umweltradioaktivität begann in der Schweiz 1956, durch die Ernennung der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER) durch den Bundesrat. Überwacht wurde anfänglich der radioaktive Ausfall (Fallout) der Kernwaffenversuche; später wurde die Überwachung von Kernanlagen, sowie Betrieben und Spitälern, die Radionuklide verwenden, wichtiger. Auch die natürliche Radioaktivität, insbesondere das Radon wird erfasst, vor allem dort wo dieses zu nennenswerten Strahlendosen führen kann. Das BAG veröffentlicht die Messergebnisse in den jährlichen Berichte zu Umweltradioaktivität und Strahlendosen [1].

### 1.2 Gesetzliche Vorgaben

Gesetzliche Basis für die Überwachung ist die Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV: [2]), die dem BAG diese Aufgabe überträgt. Beurteilungsgrössen sind die Immissionsgrenzwerte für Luft und Wasser gemäss Art. 102 bzw. im Anhang 3, d.h. CA/300 für die Luft (CA = Arbeitsplatz-

Die Radioaktivitätsüberwachung hat folgende **Ziele**:

- Verfolgen der grossräumig verbreiteten, natürlichen und künstlichen Radioaktivität, dies um Veränderungen, Akkumulationen und Trends frühzeitig zu erkennen;
- die Überwachung der Umgebung von Kernanlagen und Betrieben, die radioaktive Stoffe verwenden (Immissionsüberwachung);
- die Ermittlung der Strahlendosen der Bevölkerung und ihrer zeitlichen und räumlichen Variationen.

Bei der **Auswahl der Messstellen** sind die folgenden Aspekte zu berücksichtigen:

- Menge und Zusammensetzung der Emissionen bei Normalbetrieb und Störfällen;
- Ausbreitungsbedingungen in Luft und Wasser, Transportvorgänge in der Umwelt;
- Geländestruktur;
- Bevölkerungsverteilung;
- Erzeugte landwirtschaftliche Produkte.

Folgende Kriterien sind bei der Auswahl der Probenahme- und Messverfahren zu beachten:

- **Empfindlichkeit** des Messverfahrens; daraus leiten sich die erforderlichen Nachweisgrenzen ab;
- **Spezifität** des Verfahren bezüglich bestimmter Nuklide oder Emissionspfade;
- **Unterscheidbarkeit** zwischen Immissionen eines Betriebes und einer Vorbelastung aus einer anderen Immissionsquelle, bzw. durch den natürlichen Untergrund;
- **Räumliches** oder **zeitliches** Auflösungsvermögen (etwa Stunden-, Tages-, Monats- oder Jahreswerte; beispielsweise Milch einer bestimmten Kuh, eines bestimmten Hofes, eines Dorfes oder einer ganzen Region);
- **Aufwand**: Kosten, erforderliche Qualifikation der Mitarbeiter;
- **Ortsfeste** oder **mobile** Probenahme- oder Messstellen: der erstere dient der Erfassung langfristiger Veränderungen und Einflüsse an einer bestimmten Stelle, der letztere berücksichtigt bei Stör- und Unfällen die momentanen Ausbreitungsbedingungen;
- **Schnelligkeit** einer Probenahme- oder Messmethode;
- Bedarf an **vor-Ort-Messungen**, etwa die automatischen Überwachungsnetze für die Ortsdosen oder die Aerosole mit Datenfernübertragung wie NADAM, MADUK oder RADAIR).

## 1.4 Organisation und Zusammenarbeit

Die Organisation und die nationale Zusammenarbeit erfolgt nach folgenden Grundsätzen:

- Vorhandene fachliche Kompetenz und Messkapazität, sowie gemeinsame Interessen und Synergien ausnut-

zen (s. Tab. 2);

- Zusammenarbeit mit allen Stellen beim Bund, den Hochschulen, Forschungsinstituten, die entsprechende Kompetenzen und Messkapazität haben;
- Regeln der Zusammenarbeit durch Verträge, Übereinkommen und Abmachungen;
- Koordination des Messprogrammes durch das Bundesamt für Gesundheit: Festlegen des Überwachungsprogrammes, Sammeln, Auswerten und Veröffentlichen der Daten [1], Veranlassen von Massnahmen im Bedarfsfall, etwa bei erhöhten Messwerten;
- Regelmässige Meldung der Daten durch die Laboratorien;
- Sofortige Meldung von erhöhten Messwerten, Überschreitung von Immissions-, Toleranz- oder Grenzwerten;
- Sammeln und Verarbeiten aller Daten in einer nationalen, elektronischen Datenbank;
- Zertifizierung und Akkreditierung der Laboratorien als QM-Massnahmen (s. Kap. 1.5);
- Bei erhöhter Radioaktivität, wenn Schutzmassnahmen für die Bevölkerung erforderlich sind, kommen die Nationale Alarmzentrale (NAZ) und die Einsatzorganisation für erhöhte Radioaktivität zum Zug.

Die Kompetenzzentren für die wichtigsten Überwachungsbereiche sind in Tabelle 2 aufgelistet. Die aktuellen Überwachungsprogramme sind auf Fig. 1 und 2 graphisch dargestellt bzw. in Tabelle 2 und 3 zusammengefasst.

## 1.5 QM-Massnahmen

Akkreditierung, Zertifizierung und Notifizierung dienen als QM-Massnahmen der Kompetenzfeststellung eines Laboratoriums um dessen Zuverlässigkeit, die Qualität und Richtigkeit der Analyseergebnisse und der daraus gewonnenen Informationen sicherzustellen. Ergänzende Massnahmen sind die Vereinheitlichung von Probenahme- und Messverfahren (s. [4] bis [7]) sowie die regelmässige Teilnahme der Laboratorien an Ringversuchen und Vergleichsmessungen.

Bei der **Zertifizierung** nach ISO 9001 wird geprüft und in einem Zertifikat bestätigt, dass ein Unternehmen oder einzelne Bereiche desselben, konform ist zu bestimmten (international anerkannten) Anforderungen oder Normen. Der Prozess «Umweltüberwachung» der Abteilung Strahlenschutz des Bundesamtes für Gesundheit wurde im Sommer 2001 entsprechend zertifiziert. Als Ziele dieses Prozesses sind:

- Die «Produkte» (Berichte, Publikationen, Auskunftsmöglichkeiten) sind bekannt;
- Die «Kunden» wissen, dass eine umfassende Überwachung durch kompetente und neutrale Stellen durchgeführt wird und wo sie Auskünfte über Radioaktivität und Strahlung erhalten;
- die beteiligten Laboratorien sind akkreditiert und liefern glaubwürdige Resultate und nehmen regelmässig an Ringversuchen und Vergleichsmessungen teil;
- 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:

- Einhaltung des Überwachungsprogrammes,
- fristgerechte Erfassung und Veröffentlichung der Daten,
- Brauchbarkeit und Glaubwürdigkeit der Daten,
- Öffentlichkeit und Medien nutzen die Auskunftsmöglichkeiten beim BAG und den Zugang zu der Information auf dem Internet.

Bei der **Akkreditierung** nach ISO 17'025 wird geprüft, ob ein Laboratorium die fachliche Kompetenz hat, bestimmte Untersuchungen (gemäss Geltungsbereich) nach gegebenen Kriterien durchzuführen und ob die Produkte (Messergebnisse) vorgegebenen Qualitätsanforderungen genügen. Sie wird durch die Schweizerische Akkreditierungsstelle SAS beim SECO: <http://www.seco.admin.ch/sas>.

- Sie ermöglicht eine verbesserte, gegenseitige Akzeptanz der Untersuchungsbefunde, insbesondere privater Auftragnehmer gegenüber dem nationalen und internationalen Bereich, da sie die Eignung des Labors zur Durchführung solcher Analysen dokumentiert;
- 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 und Informationen schneller aufgefunden werden;
- Diese erhöhte Transparenz fördert Sicherheit und Vertrauen in die eigene Arbeit bei den Mitarbeitern; erleichtert die Einarbeitung neuer Mitarbeiter im allgemeinen Arbeitsablauf und in den Analysenmethoden, die einfache Vertretung der Mitarbeiter untereinander und den Wiedereinstieg in länger nicht verwendete Methoden;
- Sie ermöglicht durch Optimierung der Abläufe einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess;
- Sie ermöglicht eine bessere Kompatibilität mit Regel-

werken und Normen;

- Sie fördert die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse, die internationale Anerkennung und Vergleichbarkeit der Verfahren und Resultate sowie die juristische Belastbarkeit der Befunde;
- Sie kann Voraussetzung sein für behördliche Genehmigungen.

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

## 1.6 Labordatenbank «ENVIRA»

Das BAG, das gemäss Strahlenschutzverordnung mit der Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt beauftragt ist, hat 2003 ein Projekt zur zentralen, elektronischen Erfassung aller Radioaktivitätsdaten gestartet. Die Datenbank wird im Verlauf von 2006/07 operationel sein. Deren wichtigste Grundsätze sind die folgenden:

- Verarbeitete Daten: Lebensmittel, Gras, Boden, Luft, Regen, Wasser;
- Beteiligte Laboratorien: SUER, Labor Spiez, IRA, EA-WAG, PSI, Kantonale Laboratorien;
- Grundsatz: Alle Daten werden in einer zentralen Datenbank erfasst;
- Die Datenübermittlung soll beschleunigt werden um im Bedarfsfall schnell handeln zu können;
- Es werden im Normalfall wie im Ereignisfall die gleichen Datenwege benutzt werden;
- Alle beteiligten Laboratorien und die Nationale Alarmzentrale haben Zugriff zu den Daten;
- Die Archivierung und Sicherung der Daten wird garantiert;
- Ständiger Datenaustausch mit der NAZ.

## 1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen

- **SUER:** Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, CH-1700 Fribourg
- **RADAIR:** Automatisches Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft: 11 Alpha-Beta-Monitore, 2 Jod-Monitore, 1 nuklidspezifischer Monitor
- **Uni BE:** Physikalisches Institut, Abteilung Klima- und Umweltphysik Universität Bern
- **ETH-Z:** Institut für Geophysik der Eidg. Technischen Hochschule Zürich
- **IRA:** Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne
- **LABOR SPIEZ:** Fachsektion Physik, Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz (BABS), VBS, Spiez
- **EAWAG:** Gruppe Radioaktive Tracer, Abt. SURF der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf
- **Institut Forel:** Universität Genf, Versoix
- **CHYN:** Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg
- **Kantonale Laboratorien:** Kantonale Lebensmittelkontrolle
- **PSI:** Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, Villigen-PSI
- **NAZ:** Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS, VBS, Zürich
- **NADAM:** Automatisches nationales Dosiswarnnetz bestehend aus 58 Stationen
- **HSK:** Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen-HSK
- **MADUK:** Automatisches Dosiswarnnetz für die Umgebung der Kernanlagen, bestehend aus je 12 bis 17 Stationen pro Kernkraftwerk
- **Kantonsspital GE,** Division de médecine nucléaire, Hôpital Universitaire Cantonal Genève
- **Suva:** Bereich Physik, Abteilung Arbeitssicherheit, Suva, Luzern
- **BAG:** Sektion Aufsicht und Bewilligungen, Bundesamt für Gesundheit, Bern
- **BAG:** Sektion Radon, Bundesamt für Gesundheit, Bern

## 1.8 Quellenangaben

- [1] Jahresberichte des BAG: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz: <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02236/index.html?lang=de>
- [2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz (StSG) vom 22. März 1991: [http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814\\_50.html](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](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](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 Februar 1997: <http://www.eml.doe.gov/publications/procman> [5a]; Neuausgabe 1990–92.
- [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/arkreise/aku/StartseiteLBS.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.

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

Radionuklid bzw. Radionuklid-gruppe	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. <sup>239</sup> Pu, <sup>241</sup> Am)	0.1	80	20	1	800
Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen: <b>Gruppe I:</b> <sup>224</sup> Ra, <sup>228</sup> Th, <sup>234</sup> U, <sup>235</sup> U, <sup>238</sup> U	---	50	10	10	500
<b>Gruppe II:</b> <sup>210</sup> Pb, <sup>210</sup> Po, <sup>226</sup> Ra, <sup>228</sup> Ra, <sup>230</sup> Th, <sup>232</sup> Th, <sup>231</sup> Pa	---	5 (**)	1	1	50 (***)
Übrige Radionuklide (z.B. <sup>134</sup> Cs, <sup>137</sup> Cs, jedoch ohne <sup>40</sup> K)	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500

(\*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (Gilt für die Summe von <sup>134</sup>Cs und <sup>137</sup>Cs)  
 (\*\*) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für <sup>210</sup>Po)  
 (\*\*\*) <sup>226</sup>Ra und <sup>228</sup>Ra gelten nicht für Paranüsse

**Tabelle 2: Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren**

Bereich:	■ überwacht wird:	■ Kompetenzzentren und beteiligte Stellen: <sup>1)</sup>
Atmosphäre	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Aerosole, Niederschläge</li> <li>■ <sup>14</sup>C, Edelgase</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ SUER<sup>1)</sup> inkl. RADAIR<sup>2)</sup></li> <li>■ Uni Bern<sup>3)</sup></li> </ul>
Deposition	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Boden, Bewuchs, in-situ</li> <li>■ <sup>90</sup>Sr- und Alpha-Messung</li> <li>■ Aeroradiometrie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ SUER<sup>1)</sup>, IRA<sup>5)</sup> und LABOR SPIEZ<sup>6)</sup></li> <li>■ HSK<sup>11)</sup> (früher ETH-Z<sup>4)</sup>), NAZ<sup>12)</sup></li> </ul>
Aquatisches Milieu	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Gewässer, Fische, Sedimente</li> <li>■ Grund- und Quellwasser, Deponien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ EAWAG<sup>7)</sup>, Institut Forel<sup>8)</sup>, Labor Spiez<sup>6)</sup></li> <li>■ CHYN<sup>9)</sup></li> </ul>
Lebensmittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Kantonale Laboratorien<sup>10)</sup></li> </ul>
Dosis	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ γ- und n-Dosen</li> <li>■ automatische Dosiswarnnetze</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ PSI<sup>11)</sup>, IRA<sup>5)</sup></li> <li>■ NAZ<sup>12)</sup>, NADAM<sup>13)</sup>, HSK<sup>14)</sup>, MADUK<sup>15)</sup></li> </ul>
menschliche Körper	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Ganzkörpermessungen</li> <li>■ <sup>90</sup>Sr in Knochen und Zähnen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ PSI<sup>11)</sup>, Genf<sup>16)</sup></li> <li>■ IRA<sup>5)</sup></li> </ul>
Kernanlagen	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Emissionen, Umgebung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ HSK<sup>14)</sup>, SUER<sup>1)</sup></li> </ul>
Betriebe	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Emissionen, Umgebung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Suva<sup>17)</sup>, SUER<sup>1)</sup></li> </ul>
Spitäler	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Emissionen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ BAG<sup>18)</sup></li> </ul>
Radon	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Radon in Häusern und im Boden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ BAG<sup>18)</sup>, SUER<sup>1)</sup></li> </ul>

**Tabelle 3: Das Messprogramm im Überblick**

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK</li> <li>■ TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ NADAM: 58 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz)</li> <li>■ MADUK: je 12-17 Stellen Betrieb durch die HSK</li> <li>■ TLD (<math>\gamma</math>-Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)</li> </ul>
in-situ-Messung	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Umgebung der Kernanlagen</li> <li>■ ganze Schweiz nach speziellem Programm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ direkte vor-Ort-Messung des <math>\gamma</math>-Spektrums</li> <li>■ Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis</li> </ul>
Luft	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 12 Aerosolsammler: ca. 40 m<sup>3</sup>/h</li> <li>■ 5 High-Volume-Samplers: ca. 700 m<sup>3</sup>/h</li> <li>■ 1 Digital-Aerosolsammler Jungfrauoch</li> <li>■ RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung siehe auch: [8]</li> <li>■ <sup>85</sup>Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrauoch</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Aerosolsammler und High-Volume-Samplers: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit <math>\gamma</math>-Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für <sup>137</sup>Cs: 1 <math>\mu</math>Bq/m<sup>3</sup> bzw. 0.1 <math>\mu</math>Bq/m<sup>3</sup></li> <li>■ RADAIR: 11 Stationen <math>\alpha/\beta</math>-Messung (FHT-59S), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)</li> </ul>
Niederschläge	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Regensammlerstationen an 9 Standorten inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Regensammler mit Trichtern von 1 m<sup>2</sup> Fläche, wöchentlich <math>\gamma</math>-Spektrometrie der Rückstand; Nachweisgrenze für <sup>137</sup>Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe)</li> <li>■ An 12 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.</li> </ul>
aquatisches Milieu	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW</li> <li>■ bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ <math>\gamma</math>- und <math>\alpha</math>-Spektrometrie</li> <li>■ Tritium-Messung</li> </ul>
Erde	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ 30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Erdschicht 0-5 cm für <sup>90</sup>Sr-Bestimmung und <math>\gamma</math>-Spektrometrie und z.T. <math>\alpha</math>-Spektrometrie</li> </ul>
Bewuchs (Gras, Pflanzen)	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ gleiche Stellen wie Erdboden</li> <li>■ Baumblätter aus Umgebung KKW, Kehrichtverbrennungsanlage und Referenzstation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Gras zweimal jährlich; <math>\gamma</math>-Spektrometrie und <sup>90</sup>Sr</li> <li>■ Baumblätter <sup>14</sup>C-Bestimmung (jährlich)</li> </ul>
Milch	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ gleiche Regionen wie Erde und Gras</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ <math>\gamma</math>-Spektrometrie und <sup>90</sup>Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben</li> </ul>
andere Lebensmittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW</li> <li>■ Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ <math>\gamma</math>-Spektrometrie</li> <li>■ <sup>90</sup>Sr-Bestimmung</li> </ul>
menschlicher Körper	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Schulklassen Genf und Basel</li> <li>■ Mitarbeiter PSI</li> <li>■ Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Ganzkörpermessungen in den Spitälern Basel und Genf und am PSI</li> <li>■ <sup>90</sup>Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen</li> </ul>
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc.</li> <li>■ Kläranlagen der Agglomerationen</li> <li>■ Sickerwässer von Deponien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Abluftfilter, Abgas etc.</li> <li>■ Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen</li> <li>■ <math>\gamma</math>-, <math>\alpha</math>- und <sup>90</sup>Sr-Messung</li> </ul>

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 2 Chapitre 2 Radon

Le chapitre «Radon» est consultable dans le rapport annuel 2006 de la division radioprotection à l'adresse internet ci-dessous:

<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02236/index.html?lang=fr>

Das Kapitel «Radon» ist im Jahresbericht 2006 der Abteilung Strahlenschutz unter folgender Internet-Adresse verfügbar.

<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02236/index.html?lang=de>

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 3 Externe Strahlung

## Chapitre 3 Rayonnement externe

<b>Chapitre 3 Rayonnement externe</b>	<b>15</b>
<b>Chapitre 3.1 Mesures in situ et exposition externe</b>	<b>16</b>
Résumé	16
3.1.1 Introduction	16
3.1.2 Méthodologie in situ	16
3.1.3 Résultats in situ 2006	17
3.1.4 Campagne d'intercomparaison dans la région de La Chaux-de-Fonds	18
3.1.4 Conclusions	19
<b>Kapitel 3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM</b>	<b>21</b>
3.2.1 Übersicht	21
3.2.2 Erfahrungs- und Mittelwerte	21
3.2.3 Qualitätssicherung	22
3.2.4 Erneuerung der NADAM-Sonden	22
<b>Kapitel 3.3 Aeroradiometrische Messungen</b>	<b>23</b>
Zusammenfassung	23
3.3.1 Einleitung	23
3.3.2 Flugaufnahmen 2006	23
3.3.3 Literatur	25
<b>Kapitel 3.4 Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung</b>	<b>26</b>

# Chapitre 3.1

## Mesures in situ et exposition externe

**S. Estier, A. Gurtner**

Section surveillance de la radioactivité, SUEr/OFSP  
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

### Résumé

En 2006, les examens in situ ont essentiellement porté sur le voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en  $^{137}\text{Cs}$  issue des essais nucléaires et de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans les régions montagneuses (Alpes, Jura) par rapport au Plateau Suisse, les résultats in situ 2006 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

### 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. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons s'orientent, quant à elles, avant tout sur la mise en évidence de traces de radionucléides. 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 directe sur site (in situ). En effet, cette méthode possède l'avantage de permettre l'identification des radionucléides (émetteurs gamma) présents sur le site et d'estimer ensuite leur contribution individuelle à l'exposition du public. La spectrométrie gamma in situ informe ainsi de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte.

### 3.1.2 Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base sur les recommandations ICRU [1]. Lors d'une mesure dans le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'exposition ambiante globale est mesurée simultanément sur le site à l'aide d'une chambre d'ionisation. Cette mesure globale permet d'évaluer la somme des contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition ambiante, mais ne permet pas de les distinguer. Le spectre gamma in situ, permet quant à lui d'identifier les différents radionucléides présents sur le site et de calculer leurs contributions respectives au débit d'exposition ambiante, pour peu que la distribution dans le sol de chacun de ces isotopes soit connue. L'exposition ambiante naturelle s'obtient alors par sommation de la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site [2] et des composantes locales du rayonnement terrestre ( $^{40}\text{K}$ , séries  $^{238}\text{U}$  et  $^{232}\text{Th}$ ), calculées à partir des spectres gamma pour une distribution homogène de ces radionucléides primordiaux dans le sol. Si la distribution en profondeur des radionucléides artificiels est connue (mesure de profils de sol en laboratoire), il est également possible de déterminer, pour chacun d'eux, leur contribution respective au débit d'exposition ambiante. Le débit d'exposition total calculé à partir des spectres in situ est ensuite comparé à la valeur globale mesurée avec la chambre d'ionisation, afin d'évaluer la fiabilité de la méthode de reconstitution.

Si l'on souhaite connaître la contribution artificielle au débit d'exposition ambiante, mais que la distribution des radionucléides artificiels dans le sol n'est pas connue, une autre méthode consiste à soustraire l'exposition ambiante d'origine naturelle (déterminée sur la base des spectres insitu) de l'exposition ambiante globale mesurée par chambre d'ionisation. Cette démarche ne fournira que la contribution artificielle totale au débit d'exposition, mais possède l'avantage de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol.

[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.

### 3.1.3 Résultats in situ 2006

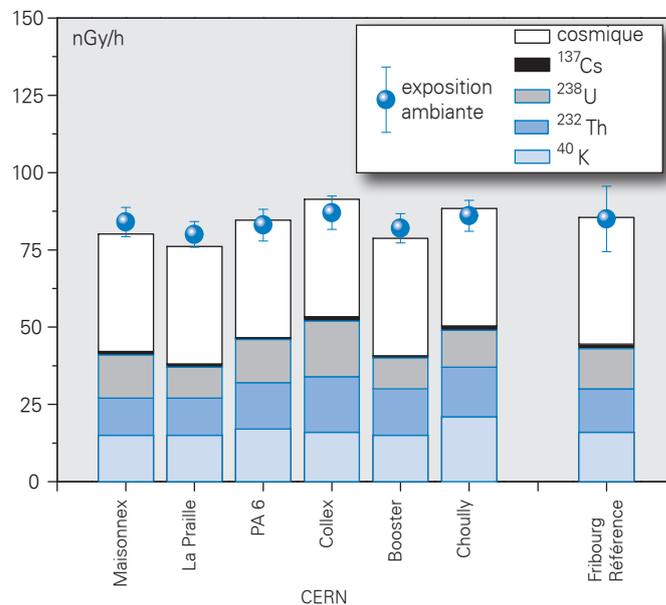
En 2006, les examens in situ ont été réalisés principalement au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (CNB), Gösgen (CNG), Leibstadt (CNL) et Mühleberg (CNM) et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. En dehors de ce programme de surveillance annuel, des mesures complémentaires ont été effectuées dans les Grisons et au point de référence de Fribourg.

Les contributions respectives à l'exposition ambiante des différents radionucléides identifiés par spectrométrie gamma in situ (descendants compris) sont représentées sur les figures 1 à 3 pour les principaux sites suisses examinés en 2006. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris le  $^{137}\text{Cs}$  artificiel). La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation, ainsi que son incertitude, sont également représentées et permettent d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

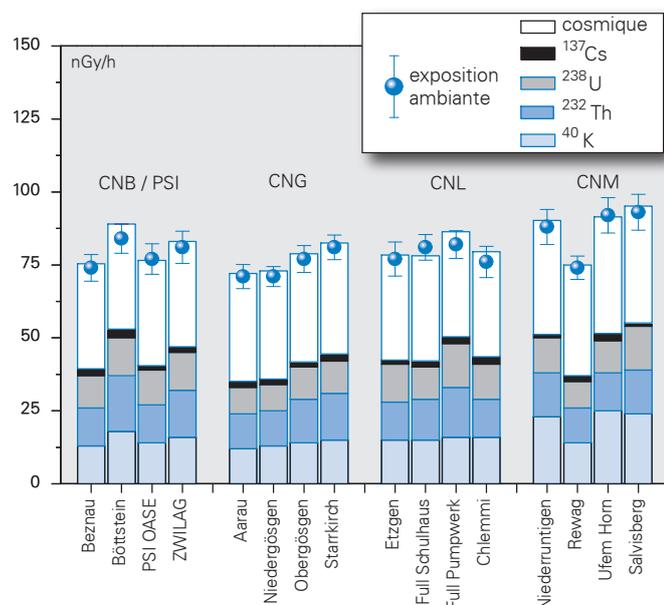
En comparant les résultats des figures 1, 2 et 3, il apparaît tout d'abord que l'exposition ambiante au voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI, CERN) ne se distingue pas de manière significative de celle mesurée au point de référence de Fribourg.

Au Tessin et dans certaines régions des Grisons, la contamination rémanente en  $^{137}\text{Cs}$ , issue des retombées

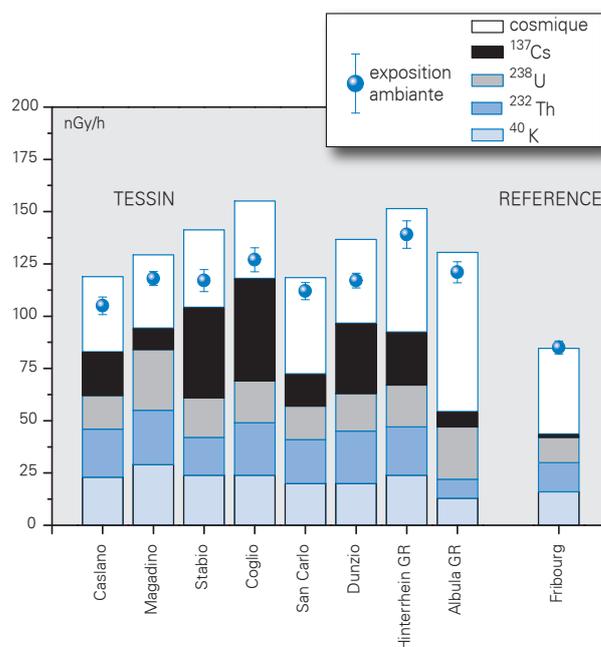
des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de Tchernobyl, est toujours clairement visible, mais les valeurs mesurées ne représentent pas de danger pour la santé du public.



**Figure 2: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage du CERN ainsi qu'au point de référence de Fribourg. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est également représentée.**



**Figure 1: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2006. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est également représentée.**



**Figure 3: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au Tessin, dans les Grisons ainsi qu'au point de référence de Fribourg. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est également représentée.**

Remarquons encore que, pour tous les sites, à l'exception de ceux du Tessin et des Grisons, la différence entre reconstruction et mesure est inférieure ou égale à l'incertitude expérimentale, attestant ainsi que les résultats obtenus par cette méthode traduisent bien la réalité.

Pour les sites de Caslano/TI, Stabio/TI, Coglio/TI, Dunzio/TI et Hinterrein/GR, la reconstitution, calculée sur la base des spectres gamma in situ, surestime nettement l'exposition par rapport à la valeur mesurée à l'aide de la chambre d'ionisation. Ce phénomène est dû à la distribution homogène admise pour le  $^{137}\text{Cs}$ , résultant du fallout de Tchernobyl. En effet, l'hypothèse d'une distribution homogène surestime d'autant plus la contribution d'un radionucléide au débit d'exposition qu'il est distribué en surface. Or, des mesures détaillées de profils de sol effectuées en 2003 au Tessin sur le site de Coglio ont permis de montrer que, dans cette région, le  $^{137}\text{Cs}$  n'a que peu migré vers les couches plus profondes dans les terrains non cultivés [1]. A Magadino, les mesures en laboratoire ont montré que la distribution de  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol était plus homogène (terrain retourné), ce qui explique la plus faible différence entre reconstruction et valeur mesurée avec chambre d'ionisation. A San Carlo/TI et Albula/GR, les dépositions en  $^{137}\text{Cs}$  ont été moindres : l'exposition obtenue sur la base des spectres in situ concorde davantage avec les valeurs mesurées à l'aide d'une chambre d'ionisation.

Le  $^{137}\text{Cs}$  étant le seul radionucléide artificiel présent sur l'ensemble de ces sites, une estimation plus réaliste de sa contribution au débit d'exposition serait possible, sans même connaître sa distribution réelle dans le sol, en appliquant la méthode de soustraction décrite dans le paragraphe 3.1.2.

### 3.1.4 Campagne d'intercomparaison dans la région de La Chaux-de-Fonds

#### Situation

Pour la 3<sup>ème</sup> année consécutive, une intercomparaison «Spectrométrie gamma In situ» – «Aéroradiométrie» a été planifiée à l'occasion de la campagne de mesures d'aéroradiométrie de juin 2006. Le FAR (Fachgruppe Aeroradiometrie) avait choisi cette année de survoler, en plus du programme habituel, le canton de Neuchâtel et en particulier les environs des villes de La Chaux-de-Fonds et de Neuchâtel. L'OFSP a profité de cette occasion pour organiser en parallèle une campagne d'intercomparaison in situ. Tous les laboratoires suisses dotés d'un équipement de mesures in situ, à savoir, l'Institut de Radiophysique Appliquée (IRA), le laboratoire de SPIEZ (LS), la Division principale de la Sécurité des Installations Nucléaires (DSN) et la section surveillance de la radioactivité de l'Office Fédéral de la santé publique (SUeR/OFSP) ont participé à

cette campagne de mesures.

Les 3 sites retenus pour la campagne d'intercomparaison in situ proprement dite sont représentés sur la figure 4.

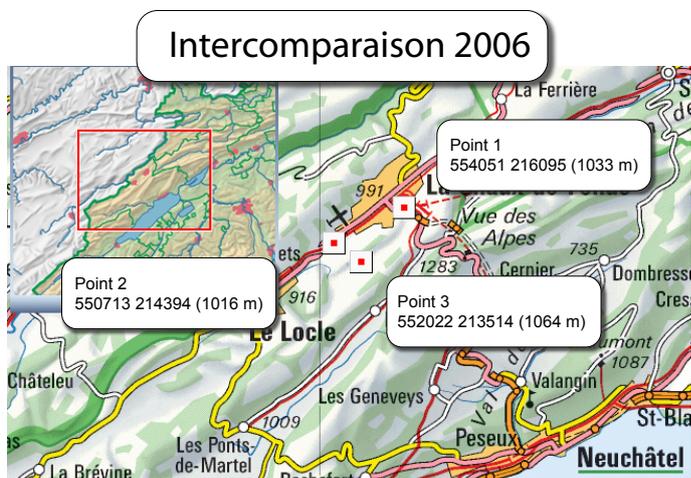


Figure 4: Emplacement des sites supplémentaires examinés par spectrométrie gamma in situ

#### Procédure

Les 4 laboratoires participants ont utilisé la procédure décrite dans la publication ICRU 53 pour déterminer l'activité, en [Bq/kg], des radionucléides identifiés dans les spectres in situ en admettant une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol.

Jusqu'en 2004–2005, la procédure utilisée par l'ensemble des laboratoires suisses pour estimer la contribution individuelle au débit de dose des divers radionucléides naturels et artificiels était également celle décrite dans la publication ICRU 53. Elle consistait à rapporter, pour chaque radionucléide, le débit de kerma dans l'air (en nGy/h) calculé à partir de la concentration radioactive dans le sol, elle-même déterminée sur la base de l'analyse des spectres in situ. Cependant, la grandeur dosimétrique de référence étant l'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$ , dont l'unité est le Sievert, le kerma dans l'air ne devrait plus être utilisé, afin d'être cohérent avec la législation.

Suite aux recommandations du groupe d'experts en dosimétrie de la Commission fédérale de Protection contre les radiations et de surveillance de la Radioactivité (CPR), les laboratoires ont adapté leurs procédures respectives, mais celles-ci ne sont pas harmonisées. Par exemple, certains laboratoires calculent toujours le débit de kerma dans l'air (procédure ICRU 53) puis convertissent les valeurs ainsi obtenues en débit d'équivalent de dose ambiant en tenant compte de l'énergie des photons gammas émis. D'autres utilisent des facteurs de conversions pour passer directement de l'activité par unité de masse [Bq/kg] au débit d'équivalent de dose ambiant en [nSv/h]. Les méthodes de calcul de ces facteurs n'ont pas été

[1] Rapport OFSP: Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse 2003; chap. 3.1, p. B.3.1.2.

décrites. Au final, les 4 laboratoires utilisent des facteurs de conversion différents.

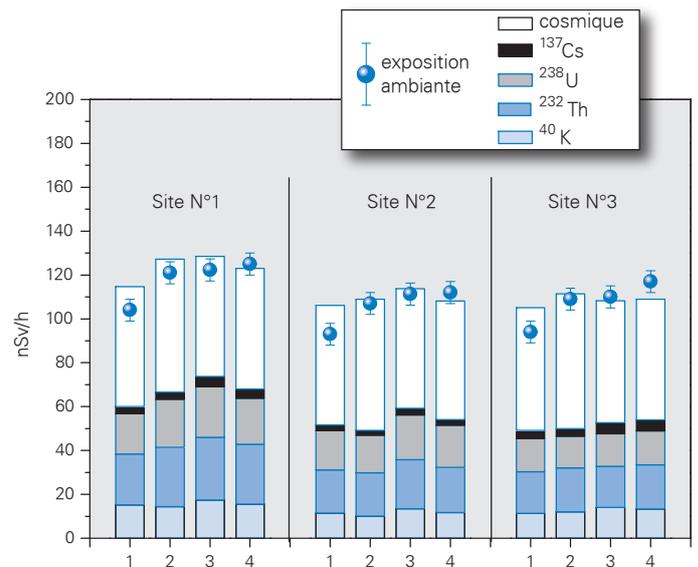
Notons que trois laboratoires ont fourni des résultats en [nGy/h] et en [nSv/h]. Un laboratoire n'a fourni les résultats qu'en [nSv/h]. Seules les activités des divers radionucléides dans le sol, en [Bq/kg] et les valeurs d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  en [nSv/h] ont ainsi pu être comparés.

## Résultats

Les résultats détaillés ont été publiés et discutés dans le rapport «Mesures d'intercomparaison en spectrométrie gamma in situ dans la région de La Chaux-de-Fonds 2006» disponible sur internet à l'adresse <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02411/index.html?lang=fr> (news du 29.09.06). Nous n'en donnerons donc ici qu'un bref aperçu.

Les contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  obtenus par chaque laboratoire sont résumés sur la figure 5 pour les trois sites choisis pour la campagne d'intercomparaison in situ proprement dite (voir Fig.4). Cette figure montre que les résultats des 4 laboratoires sont satisfaisants dans l'ensemble, mais que les reconstructions in situ diffèrent parfois significativement des mesures directes du débit d'équivalent de dose ambiant mesuré à l'aide d'une chambre d'ionisation. Des variations non négligeables apparaissent par ailleurs d'un laboratoire à l'autre. Les valeurs délivrées par le laboratoire 1 sont, par exemple, systématiquement plus faibles, en particulier pour la mesure globale de l'équivalent de dose ambiant. Ce phénomène s'explique par une différence dans l'instrumentation. En effet, les laboratoires 2, 3, 4 ont effectué les mesures avec des chambres d'ionisation Reuter Stokes calibrées pour la mesure de  $H^*(10)$ , alors que le laboratoire 1 a utilisé un Automess (sonde 6150AD- b). De plus les facteurs de conversion pour le passage de l'activité (en [Bq/kg]) à  $H^*(10)$  (en [nSv/h]) utilisés par ce laboratoire sont systématiquement plus faibles que ceux utilisés par les autres laboratoires.

Les différences notables dans les facteurs de conversion utilisés par les différents laboratoires ainsi que dans la formule de calcul de la contribution du rayonnement cosmique rendent la comparaison des résultats (au niveau des contributions au débit de dose) moins aisée que par le passé. Les différences dans les facteurs de conversion pour la série du  $^{232}\text{Th}$  peuvent atteindre 15% et 12% pour le  $^{40}\text{K}$ . Ces différences importantes, généralement supérieures à l'incertitude statistique, pourraient ainsi masquer un éventuel problème d'étalonnage, ou au contraire faire apparaître une déviation systématique fictive. Dans de telles conditions, il est donc nécessaire de se référer aux résultats des mesures des activités (en Bq/kg) pour véritablement comparer les résultats des laboratoires et s'assurer qu'il n'existe aucun problème d'étalonnage des équipements.



**Figure 5: Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$ , pour une distribution homogène des radionucléides dans le sol, déterminées sur la base des spectres in situ par les différents laboratoires sur les sites de mesure d'intercomparaison in situ. La numérotation des sites correspond à celle illustrée sur la figure 4.**

En étudiant les activités (en Bq/kg) des divers radionucléides fournies par les 4 laboratoires, il apparaît que les résultats de l'ensemble des laboratoires sont cohérents. Des différences existent mais elles sont généralement comprises dans l'incertitude expérimentale, et aucune déviation systématique n'est à relever.

### 3.1.4 Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2006 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) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations  $^{137}\text{Cs}$  du fallout et de Tchernobyl).

Cette méthode a 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. Les résultats n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population.

L'exercice d'intercomparaison in situ organisé par l'OFSP dans la région de La-Chaux-de-Fonds a montré la capacité de tous les laboratoires suisses, équipés pour effectuer ce

type de mesure, à identifier les radionucléides présents sur les sites examinés et à déterminer leur activité en supposant une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol. Les résultats de l'ensemble des laboratoires se sont avérés cohérents et aucun problème d'étalonnage des détecteurs n'a été mis en évidence. Cet exercice a également permis de constater que tous les laboratoires ont adapté leur procédure afin de pouvoir déterminer les contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  en [nSv/h] à partir des spectres in situ. Toutefois, il ressort essentiellement de cet exercice, un urgent besoin d'harmonisation des procédures in situ au niveau suisse. Aucune recommandation internationale ou documentation du type ICRU 53 n'ayant été publiée à ce jour pour déterminer les contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  (en [nSv/h]) à partir des concentrations des radionucléides (en [Bq/kg] ou en [Bq/m<sup>2</sup>]), tous les laboratoires utilisent des facteurs de conversion différents. Même la formule pour le calcul de la contribution du rayonnement cosmique n'est pas identique pour tous les laboratoires. Les résultats sont ainsi plus difficilement comparables. De plus, il apparaît clairement que les laboratoires n'ont pas véritablement confiance en leurs résultats depuis l'adaptation de leur procédure puisque la plupart d'entre eux fournissent un double rapport, le premier pour le kerma dans l'air, le second pour l'équivalent de dose ambiant.

## Kapitel 3.2

# Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM

### Y. Loertscher

Bundesamt für Bevölkerungsschutz

Nationale Alarmzentrale, Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

### 3.2.1 Übersicht

Das Netz für die automatische Dosisleistungsmessung und -alarmierung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz. 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.

Nach nahezu 20 Betriebsjahren wird das NADAM-Netz dem heutigen Stand der Technik angepasst. Der Umbau der NADAM-Sonden erfolgt parallel zur Erneuerung des Messnetzes der Meteoschweiz. Im Mai 2005 hat die erste neue NADAM-Sonde den Betrieb aufgenommen, bis Ende 2006 wurden insgesamt 30 Stationen umgerüstet. Die vollständige Erneuerung des NADAM-Netzes soll Ende 2007 abgeschlossen sein.

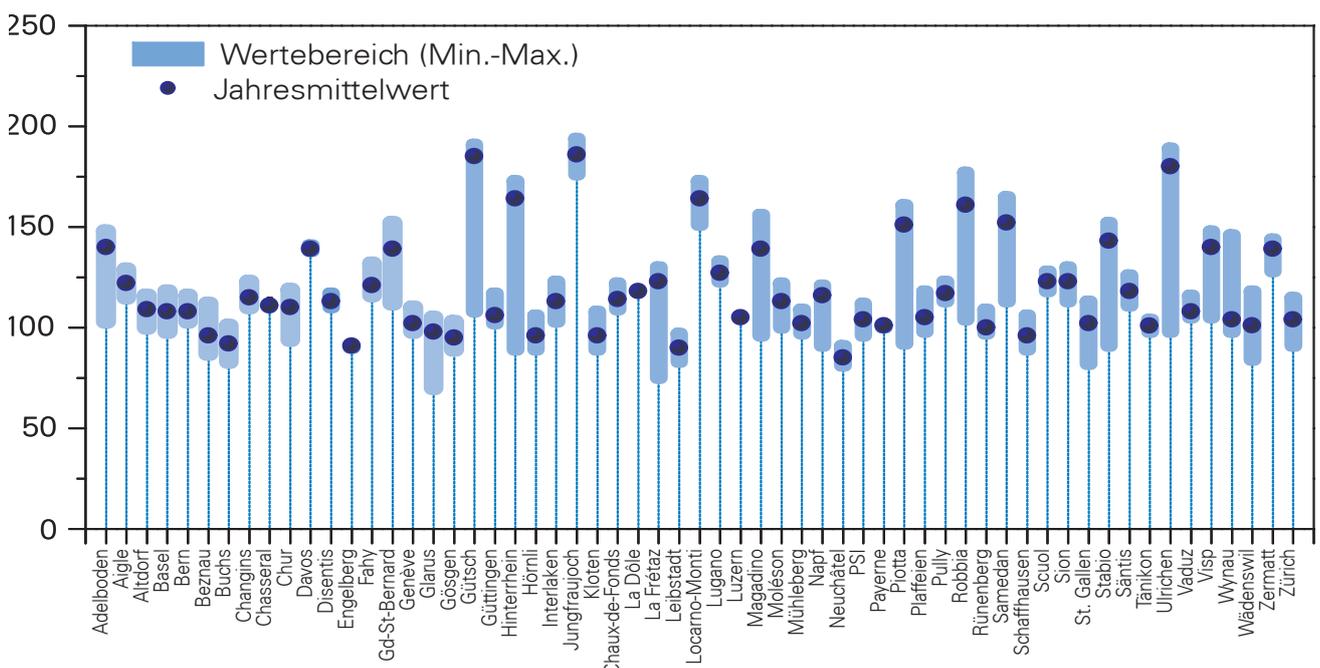
### 3.2.2 Erfahrungs- und Mittelwerte

Eine Übersicht der Jahresmittelwerte sowie der extremen Wochenwerte für die einzelnen Stationen ist in den Fig. 1 und 2 dargestellt. Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 2006 überprüft. Da der Verlauf der Messwerte stabil war, sind keine Anpassungen der Erfahrungsbereiche bestehender Sonden erforderlich.

Die Erfahrungsbereiche der neuen Sonden wurden aufgrund des verfügbaren Datensatzes nach der Inbetriebnahme bestimmt. Die so ermittelten Werte sind in der Tabelle 1 ersichtlich.

#### Berechnung der Erfahrungswerte

Der Erfahrungswert dient als Vergleichswert für die automatische Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten. Er soll für jede Station repräsentativ sein und nicht von besonderen Bedingungen geprägt werden. So kann z. B. im Winter der Anteil der terrestrischen



Figur 1: Jahresmittelwerte 2006 der NADAM-Sonden

Strahlung durch die Schneedecke stark reduziert werden. Für die Bestimmung des Erfahrungswertes werden solche Werte nicht berücksichtigt. Sie bleiben aber im Datenarchiv erhalten.

### 3.2.3 Qualitätssicherung

Die neuen Sonden sind vom Hersteller typengeprüft und werden durch die IRA geeicht. Im Einverständnis mit der Aufsichtsbehörde wurde die Gültigkeit des Eichzertifikats auf fünf Jahre festgelegt. Nach Ablauf dieser Zeit werden die Sonden neu geeicht.

Während der jährlichen Funktionsprüfungen werden die Sonden welche eine Abweichung von mehr als 7% des gemessenen Wertes zum Sollwert aufzeigen, ausgewechselt. Die Resultate für 2006 zeigen, dass sowohl die neuen als auch die alten NADAM-Stationen sehr stabil und zuverlässig sind.

### 3.2.4 Erneuerung der NADAM-Sonden

Seit April 2005 wird das Messnetz von MeteoSchweiz umgebaut, damit es wieder auf dem neuesten Stand der Technik gebracht werden kann. Parallel dazu werden auch die alten NADAM-Sonden durch neue Geräte ersetzt. Die neuen Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Dadurch erhöht sich die Genauigkeit der Messwerte im Untergrundbereich. Der Messbereich wird auch wesentlich grösser (10 nSv/h – 10 Sv/h) und deckt nun die ganze Spanne bis hin zu Dosisleistungen, wie sie z.B. nach einem A-Waffeneinsatz zu messen wären, ab.

Weitere Verbesserungen ergeben sich bei der Eichung der einzelnen Sonden, bei der direkten Berechnung von Impuls/Sekunde auf micro-Sv/h, und beim Abzug des Eigeneffekts. Dieser ist vom Hersteller für jede Sonde einzeln gemessenen worden und wird automatisch vom Messwert subtrahiert. Auch die Vergleichbarkeit der NADAM-Messwerten mit denjenigen des MADUK-Netzes ist nun gewährleistet, da nun baugleiche Sonden zum Einsatz kommen. Zu den Kontrollen, denen die neue Stationen unterzogen werden, gehört in der Regel auch der Vergleich der Messresultate der alten und neuen Systeme über einen Zeitraum von 1 bis 2 Monaten pro Standort. Aus technischen Gründen sind nicht alle Stationen in der Lage, zwei Radioaktivitätsfühler parallel zu betreiben.

Eine Liste der umgerüsteten NADAM-Stationen ist in der Tabelle 1 enthalten.

**Tabelle 1: Neue NADAM-Sonden (Stand 31.12.2006):** Einheit: Umgebungsäquivalentdosis H\*(10)

1: Bei der Stationen Chasseral, Davos, Disentis, Engelberg, La Dôle, Luzern und Payerne war die Betriebszeit der neuen Sonden nach Abzug der Schneeperiode kürzer als 2 Monate. Deshalb wurden die Erfahrungsbereiche für diese Stationen temporär festgelegt.

Station	Datum der Inbetriebnahme		Erfahrungsbereiche [nSv/h]
Aigle (AIG)	01.09.05	122	100-140
Bern (BER)	08.03.06	108	90-130
Changins (CGI)	13.10.05	115	100-140
Chasseral (CHA)	05.12.06	111	90-130
Davos (DAV)	15.12.06	139	120-180
Disentis (DIS)	15.12.06	113	100-140
Engelberg (ENG)	15.12.06	91	70-110
Fahy (FAH)	12.04.06	121	100-140
Gd.-St.Bernard (GSB)	11.11.05	139	120-180
Glarus (GLA)	13.10.05	98	80-120
Gütsch (GUE)	01.09.05	185	150-220
Güttingen (GUT)	19.08.06	106	90-130
Jungfrauoch (JUN)	29.08.06	186	150-220
La Chaux-de-Fonds (CDF)	10.11.05	114	100-140
La Dôle (DOL)	15.12.06	118	100-140
La Frétaz (FRE)	24.02.06	123	110-150
Lugano (LUG)	04.10.06	127	110-150
Luzern (LUZ)	05.12.06	105	90-130
Magadino (MAG)	15.02.06	139	120-160
Payerne (PAY)	05.12.06	101	80-120
Plaffeien (PLF)	08.08.05	105	90-130
Pully (PUY)	19.01.06	117	100-140
Rünenberg (RUE)	09.08.06	100	80-120
Scuol (SCU)	24.02.06	123	110-150
Sion (SIO)	13.10.06	123	110-150
Säntis (SAE)	30.11.05	118	100-140
Tänikon (TAE)	04.10.06	101	80-120
Vaduz (VAD)	03.08.06	108	90-130
Wynau (WYN)	29.09.05	104	90-130
Zermatt (ZER)	01.09.05	139	120-160

# Kapitel 3.3

## Aeroradiometrische Messungen

**B. Bucher<sup>1</sup>, G. Butterweck<sup>2</sup>, G. Schwarz<sup>1</sup>, L. Rybach<sup>3</sup>**

<sup>1)</sup> Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), 5232 Villigen HSK

<sup>2)</sup> Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

<sup>3)</sup> Institut für Geophysik, ETH Höggerberg, 8093 Zürich

### Zusammenfassung

Bei der jährlichen Messübung des Stab BR NAZ vom 19. bis 22. Juni 2006 wurde turnusgemäss im Auftrag der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL), der Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut (PSI) und der Zwischenlager AG (ZWILAG) aero-radiometrisch vermessen. Die Messungen ergaben ähnliche Werte wie in früheren Jahren. Neben dem KKL konnten auch verschiedene Anomalien auf dem Gelände des Paul Scherrer Instituts aus der Luft detektiert werden. Über dem KKB und der ZWILAG wurden keine erhöhten Werte gemessen. Ausserhalb der umzäunten Areale wurde keine künstliche Radioaktivität festgestellt, die nicht auf den Tchernobyl- oder Bombentest-Fallout zurückzuführen wäre. Im Jahr 2006 wurden mit Neuchâtel und La Chaux-de-Fonds zwei weitere Stadtgebiete vermessen. Die Messergebnisse lagen im aufgrund der Topographie und des geologischen Untergrunds zu erwartenden Bereich. Dasselbe gilt auch für zwei Messgebiete bei Rothenthurm/SZ und Unteriberg/SZ und die Bahnstrecke Bern–Zürich zwischen Mattstetten und Heitersberg tunnel. Eine im Auftrag der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität (KSR) durchgeführte Vergleichsmessung mit Bodenmessungen bestätigte die gute Kalibrati Aeroradiometrieausrüstung.

### 3.3.1 Einleitung

Aeroradiometrische Messungen wurden erstmals 1986 in der Schweiz durchgeführt. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). Seit 1989 wird die Umgebung (jeweils rund 50 km<sup>2</sup>) der schweizerischen Kernanlagen regelmässig aeroradiometrisch vermessen.

Die Aeroradiometrie wurde im Jahre 1994 in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle

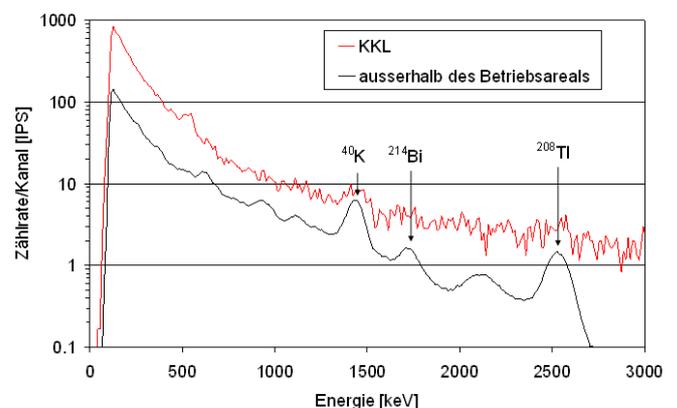
mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ).

Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit 2004 durch das Paul Scherrer Institut (PSI). In den Jahren 2004 und 2005 wurden die Messsysteme erneuert und dabei die online Software in die Messsysteme integriert.

### 3.3.2 Flugaufnahmen 2006

Die Messflüge 2006 fanden vom 19. bis 22. Juni 2006 unter der Leitung von Y. Lörtscher (Nationale Alarmzentrale) statt.

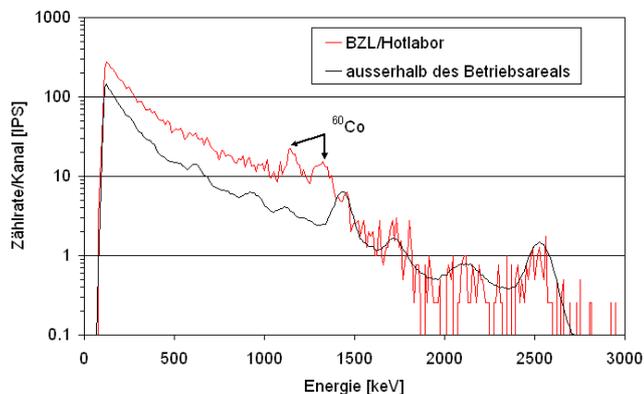
Turnusgemäss wurde im Jahre 2006 das Messgebiet um die Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL), die Forschungseinrichtungen des Paul Scherrer Instituts (PSI) sowie die Zwischenlager AG (ZWILAG) in Würenlin-



**Figur 1: Photonenspektrum über dem KKL im Vergleich zum Untergrund. Beim Untergrundsspektrum können die Peaks der natürlichen Radionuklide <sup>40</sup>K, <sup>214</sup>Bi und <sup>208</sup>Tl erkannt werden.**

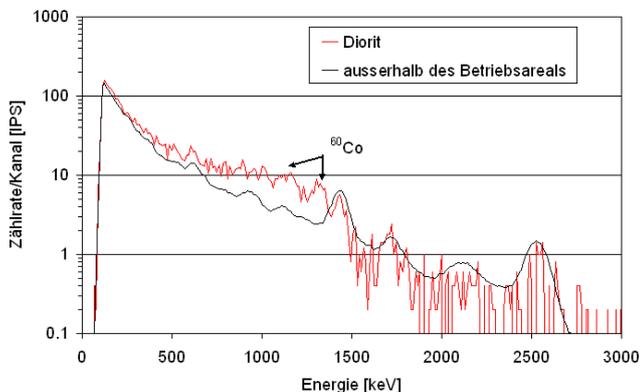
gen aeroradiometrisch vermessen. Die Resultate zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. So konnte das KKL anhand der Comptonstrahlung des Aktivierungsproduktes  $^{16}\text{N}$  (Gammahauptlinie bei 6.1 MeV) detektiert werden (Abb. 1). Das Aktivierungsprodukt  $^{16}\text{N}$  gelangt bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des  $^{16}\text{N}$  bzw. deren Comptonstrahlung im Energiebereich von 0 – 3 MeV aus der Luft gut gemessen werden. Das KKB wie auch die ZWILAG konnten aeroradiometrisch nicht erkannt werden.

Hingegen konnten auf dem Gelände des Paul Scherrer Instituts verschiedene Anomalien registriert werden. Beim PSI Ost wurden im Bereich des Bundeszwischenlagers (BZL), dem Betriebsgebäude für radioaktive Abfälle und dem Hotlabor die Gammalinien von  $^{60}\text{Co}$  nachgewiesen (Abb. 2).



**Figur 2: Photonenspektrum über dem PSI Ost im Vergleich zum Untergrund.**

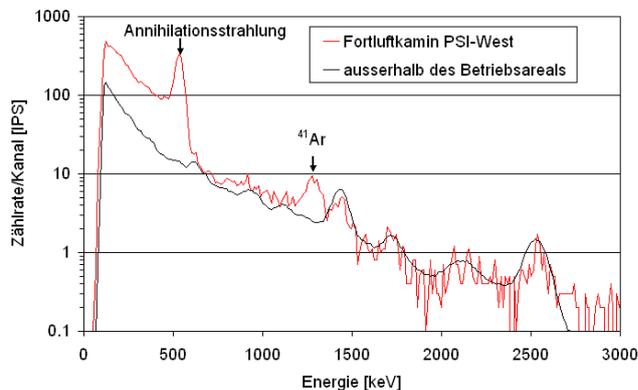
Neben dieser bereits aus früheren Jahren bekannten Erhöhung wurde über dem ehemaligen Forschungsreaktor Diorit ebenfalls  $^{60}\text{Co}$  nachgewiesen (Abb. 3). Abklärungen ergaben, dass während des Aeroradiometrie-Überflugs Container mit aktivierten Abfällen aus dem ehemaligen



**Figur 3: Photonenspektrum über dem Diorit (PSI Ost) im Vergleich zum Untergrund.**

Forschungsreaktor Saphir zur Befüllung mit Graphitbeton geöffnet waren.

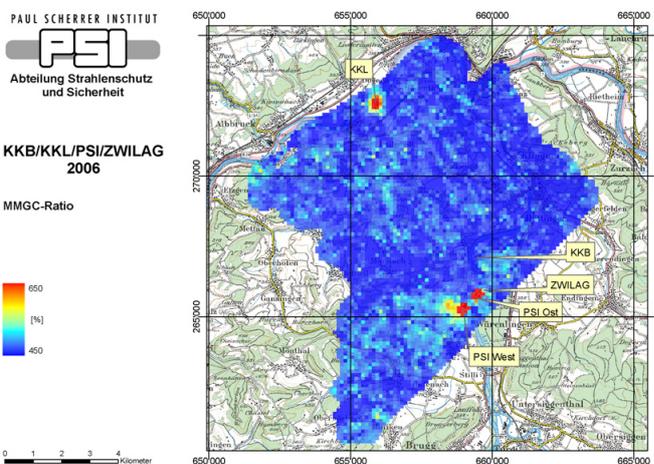
Über dem PSI West wurde im Bereich des Fortluftkamins deutlich Annihilationsstrahlung bei 511 keV und die Gammalinie bei 1294 keV des Aktivierungsprodukts  $^{41}\text{Ar}$  registriert (Abb. 4).



**Figur 4: Photonenspektrum über dem Fortluftkamin (PSI West) im Vergleich zum Untergrund.**

Das nach Schwarz et al. (1991) modifizierte MMGC-Ratio (Verhältnis zwischen Zählrate im Energiebereich 1400 keV–3000 keV zu Zählrate im Energiebereich 400 keV–1400 keV) weist auf eine Ablufftrasse in westlicher Richtung ausgehend vom Fortluftkamin hin (Abb. 5).

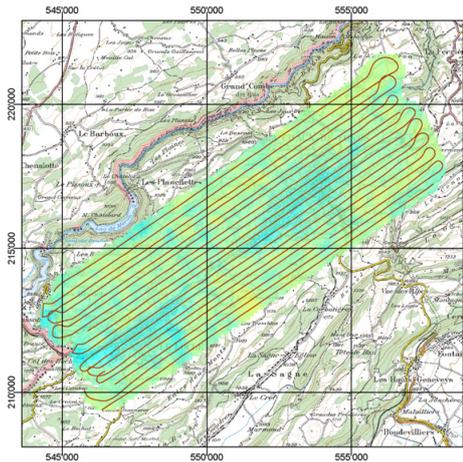
Im Jahre 2006 wurden die Messflüge über Stadtgebiet mit Neuchâtel und La Chaux-de-Fonds fortgesetzt. Es wurden durchwegs für das Gebiet typische Werte gemessen. Die ermittelten Ortsdosisleistungen lagen im Gebiet La Chaux-de-Fonds (Abb. 6) aufgrund der höheren Lage und der damit verbundenen Zunahme der kosmischen Strahlung etwas höher als im Gebiet von Neuchâtel (Abb. 7).



**Figur 5: MMGC-Ratio im Messgebiet KKB-KKL-PSI-ZWILAG. PK100©2003 swisstopo**

**La-Chaux-de-Fonds 2006**

Ortsdosisleistung



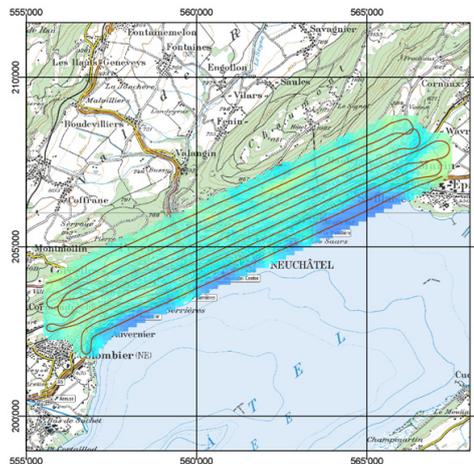
**Figur 6: Ortsdosisleistung über dem Stadtgebiet von La Chaux-de-Fonds. PK100©2003 swisstopo**

Die im Bereich von Neuchâtel und La Chaux-de-Fonds gemessenen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten lagen weitgehend unterhalb der Nachweisgrenze der Aeroradiometrie. Es gab keine Hinweise auf durch künstliche Radioaktivität verursachte Anomalien.

Im Auftrag der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität (KSR) erfolgte eine Vergleichsmessung mit Bodenmessungen der InSitu-Gammaspektrometrie und Dosisleistungsmessgeräten. Die Resultate zeigten mit Ausnahme der  $^{214}\text{Bi}$ -Aktivität eine gute Übereinstimmung innerhalb der Messunsicherheiten. Die  $^{214}\text{Bi}$ -Aktivität wurde aufgrund von Radonfolgeprodukten in der Atmosphäre durch die aeroradiometrische Messung überschätzt

**Neuchâtel 2006**

Ortsdosisleistung



**Figur 7: Ortsdosisleistung über dem Stadtgebiet von Neuchâtel. PK100©2003 swisstopo**

Bei einer Einsatzübung wurden zwei Messgebiete bei Rothenthurm/SZ und Unteriberg/SZ befliegen. Die Messresultate entsprachen den aufgrund von Topographie und Geologie zu erwartenden Werten (Abb. 7). Es wurden keine Anomalien festgestellt, die auf menschliches Handeln zurückgeführt werden können.

Auf Anfrage der Schweizerischen Bundesbahnen (SBB) wurde die Bahnstrecke Bern–Zürich aeroradiometrisch vermessen. Auch diese Messungen lieferten aufgrund von Topographie und Geologie zu erwartende Ergebnisse. Es konnte über der Bahnstrecke keine künstliche Radioaktivität festgestellt werden.

### 3.3.3 Literatur

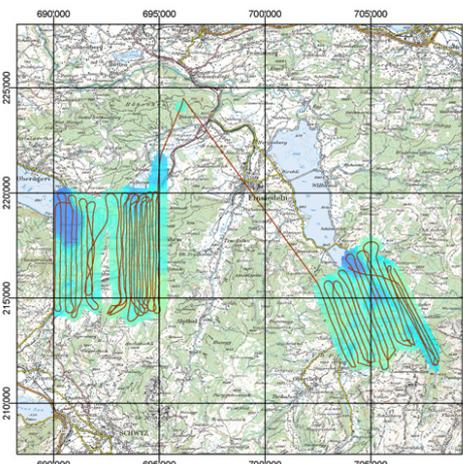
Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.

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.

**Einsatzübung 2006**

Ortsdosisleistung



**Figur 8: Ortsdosisleistung im Gebiet der Einsatzübung. PK100©2003 swisstopo**

# Kapitel 3.4

## Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung

**H. Völkle (BAG), G. Piller (PSI), C. Wernli (PSI), C. Murith (BAG), J.F. Valley (IRA)**

Section surveillance de la radioactivité, SUeR/OFSP

Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

In den bisherigen Jahresberichten wurde jeweils Mittelwerte der Strahlendosen der Bevölkerung durch die verschiedenen Beiträge der natürlichen Radioaktivität (externe und interne Bestrahlung) und der kosmischen Strahlung veröffentlicht. Auf Vorschlag der Eidg. Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität (KSR) wurde die Zahlen überprüft und mit neueren Publikationen und eigenen Messungen verglichen. Dabei interessierte nebst den Mittelwerten (in gewissen Fällen sind aber wohl Medianwerte aussagekräftiger) auch der Wertebereich. Dieser ist insbesondere beim Radon sehr gross, nämlich mehr als zwei Grössenordnungen. Insgesamt ergaben sich für die Dosen aus natürlichen Strahlenquellen keine wesentliche Abweichung zu früher publizierten Zahlenwerten.

deutsche Version:

[http://www.ksr-cpr.admin.ch/pdf/rapport/Rapport\\_Irradiation\\_de\\_la\\_population\\_2004\\_d.pdf](http://www.ksr-cpr.admin.ch/pdf/rapport/Rapport_Irradiation_de_la_population_2004_d.pdf)

Version française:

[http://www.ksr-cpr.admin.ch/pdf/rapport/Rapport\\_Irradiation\\_de\\_la\\_population\\_2004\\_f.pdf](http://www.ksr-cpr.admin.ch/pdf/rapport/Rapport_Irradiation_de_la_population_2004_f.pdf)

Da für die Dosen aus der medizinischen Röntgendiagnostik vor einigen Jahren durch das IRA im Auftrag des BAG eine neue Erhebung durchgeführt wurde (2002 und 2004 publiziert) wurde auch ein Kapitel über diesen Beitrag zur Strahlendosis der Bevölkerung aufgenommen.

Die nachfolgende Tabelle aus dem KSR-Bericht fasst die Beiträge der verschiedenen Strahlungsquellen zusammen, denen die Schweizer Bevölkerung ausgesetzt ist. Der jeweilige Beitrag lässt sich in Form des Mittelwertes, des Medianwerts und der Variationsbreite ausdrücken. Ausserdem sei darauf hinweisen, dass sich die Werte weitgehend bestätigten, die in den jährlich vom BAG erstellten Berichten zur Umweltradioaktivität und zu den Strahlendosen in der Schweiz präsentiert wurden.

Beitrag	Mittelwert [mSv/a]	Medianwert [mSv/a]	Wertebereich [mSv/a]
Radon	1.6	1.2	0.1 - 100
Inkorporation	0.34		0.1 - 0.5
Kosmische Strahlung	0.38	0.36	0.3 - 0.5
Terrestrische Strahlung	0.35	0.32	0.3 - 0.6
Medizinische Strahlung	1.0	<0.01	0 - 10

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 - Résultats 2006

## Kapitel 4. Umwelt - Chapitre 4. Environnement

<b>Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets</b>	<b>28</b>
Résumé	28
4.1.1 Air	28
4.1.2 Précipitations	32
4.1.3 Rivières	33
4.1.4 Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	33
<b>Kapitel 4.2 Überwachung der Radioaktivität der Aerosole auf dem Jungfrauoch</b>	<b>35</b>
Zusammenfassung	35
Vorgeschichte	35
Messungen auf dem Jungfrauoch	35
Das Schweizerische RADAIR-Netz	36
Die Hochvolumensammler «ASS-500»	36
Neuer Sammler auf dem Jungfrauoch	37
<b>Kapitel 4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen</b>	<b>40</b>
Zusammenfassung	40
Vorgeschichte	40
Sammlung und Messung der Proben	41
Erste Ergebnisse nach Umbau und Neuzulassung	42
Quellen	43
<b>Kapitel 4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen</b>	<b>44</b>
Zusammenfassung	44
4.4.1 Ziele	44
4.4.2 Methoden	44
4.4.3 Kernanlagen	44
4.4.4 Andere Betriebe	50
<b>Chapitre 4.5 Radioactivité du sol et de l'herbe</b>	<b>52</b>
Résumé	52
Introduction	52
Résultats de la surveillance	53
Etude d'un site de la vallée de la Dischma (Davos)	55
Conclusions	57
<b>Kapitel 4.6 Uran im Trinkwasser</b>	<b>58</b>
Zusammenfassung	58
4.6.1 Isotope des Urans, Limiten und Empfehlungen; ein Versuch zur Entwirrung	58
4.6.2 Uran in Schweizer Grundwässern	60

# Chapitre 4.1

## Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets

**S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle**

Section surveillance de la radioactivité, SUEr/OFSP

Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

### Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement obtenus en 2006 n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Seules des traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air et dans les précipitations, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération.

#### 4.1.1 Air

L'OFSP exploite trois systèmes de surveillance de l'air, de sensibilité et de rapidité distincte. Il dispose ainsi de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m<sup>3</sup>/h) situés notamment aux environs des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg), mais également dans 7 autres localités réparties sur l'ensemble du territoire. Le deuxième réseau, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m<sup>3</sup>/h) situés à Oberschrot/FR, Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG, au voisinage du CERN/GE et à Klingnau/AG. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Les aérosols sont collectés en continu et les filtres des stations à moyen débit situées aux environs des centrales nucléaires sont mesurés mensuellement, alors que ceux des stations à haut débit le sont de façon hebdomadaire. Les filtres des autres stations à moyen débit ne sont mesurés que sur demande où en cas de nécessité. Dans

le cas des stations RADAIR, les mesures s'effectuent en continu et les résultats sont envoyés toutes les 30 min, permettant une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité. Pour les trois systèmes de surveillance, les limites de détection suivantes sont atteintes :

Collecteur d'aérosols à moyen débit, pour le radionucléide <sup>137</sup> Cs échantillon mensuel :	2 µBq/m <sup>3</sup>
Collecteur d'aérosols à haut débit, pour le radionucléide <sup>137</sup> Cs, échantillon hebdomadaire:	0.5 µBq/m <sup>3</sup>
RADAIR, activité bêta nette, pour des durées de collection et de mesure de 30 min.:	0.5 Bq/m <sup>3</sup>

#### Voisinage des centrales nucléaires (voir aussi Chap. 8)

Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösgen et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2006, à l'exception de traces de <sup>137</sup>Cs (0.5 à 1.6 microBq/m<sup>3</sup>) attribuables à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl. Des traces de <sup>60</sup>Co sont régulièrement mises en évidence dans les filtres aérosols du voisinage de la centrale de Mühleberg (valeurs comprises entre 0.5 et 5.5 micro-Bq/m<sup>3</sup>). Ces valeurs sont toutefois nettement inférieures aux limites autorisées (voir Chap. 8.3). Pour ces trois stations, les radionucléides naturels <sup>7</sup>Be et <sup>210</sup>Pb, avec des valeurs comprises respectivement entre 0.9 et 4.6 et entre 0.2 et 0.6 mBq/m<sup>3</sup>, sont nettement prépondérants.

### Collecteurs d'aérosols à haut débit

Les concentrations de différents radionucléides mesurées dans les filtres à aérosols provenant des 5 collecteurs à haut débit (High Volume Sampler) sont disponibles en ligne à l'adresse suivante : <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02372/02378/index.html?lang=fr>

Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés par poste au laboratoire de Fribourg où ils sont analysés par spectrométrie gamma. Les filtres de la station de Monte Ceneri ont été changés de manière très irrégulière en 2006, notamment en seconde partie d'année et ce, malgré des rappels répétés de la part de l'OFSP. Une solution à ce problème d'organisation semble avoir été trouvée pour 2007.

En résumé, pour l'année 2006, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radio-éléments d'origine naturelle  $^{7}\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  prédominent. Des valeurs comprises entre 0.7 et 7.4 et entre 0.1 et 1.6 mBq/m<sup>3</sup> ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de  $^{22}\text{Na}$ , également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.15 et 0.9 micro-Bq/m<sup>3</sup>). Le  $^{137}\text{Cs}$ , attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais atomiques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations. Les activités mesurées pour cet isotope sont toutefois très faibles (Exemple de Güttingen/TG : valeur médiane 0.6 micro-Bq/m<sup>3</sup>, maximum 5 micro-Bq/m<sup>3</sup>). A la station de Klingnau (5.4 km au nord du PSI), cette méthode d'une extrême sensibilité a permis de mettre en évidence des traces sporadiques de  $^{131}\text{I}$  (valeurs comprises entre 0.2 et 0.9 micro-Bq/m<sup>3</sup>) et de  $^{24}\text{Na}$  (2 à 6 micro-Bq/m<sup>3</sup>). Du  $^{24}\text{Na}$  (Période 15h) a également été décelé à 6 reprises dans les filtres aérosols du voisinage du CERN (valeurs comprises entre 7.5 et 20.5 micro-Bq/m<sup>3</sup>). Ce radionucléide est produit dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immission stipulées dans l'ORaP (2.7 Bq/m<sup>3</sup> pour le  $^{131}\text{I}$ ; 100 Bq/m<sup>3</sup> pour le  $^{24}\text{Na}$ ) et ne présentent aucun danger du point de vue radiologique.

## RADAIR

### Réseau automatique de surveillance de l'air

#### a) Les améliorations apportées en 2006

Pour compléter son réseau, l'OFSP a fait l'acquisition d'un 4<sup>ème</sup> moniteur d'iode, qu'il souhaiterait installer au CERN. En effet, parmi les 9 stations existantes du réseau RADAIR qui ne sont pas encore équipées d'un moniteur d'iode, la

station du CERN est la plus intéressante du point de vue géographique. Etant située à l'ouest de la Suisse et proche de la frontière française, elle complèterait de manière optimale la couverture du réseau, permettant la détection rapide d'un éventuel nuage radioactif provenant de l'ouest, à son entrée sur le territoire suisse. Les négociations avec le centre de recherche pour l'installation de ce moniteur sont actuellement en cours.

Dans le domaine de l'informatique et de la transmission des données, des améliorations et adaptations sont sans cesse nécessaires. En 2006, la centrale de gestion et de collecte des données a été adaptée en vue de la mise à jour progressive des systèmes d'exploitation de tous les moniteurs d'aérosols (FHT59S). Les lignes de communication seront équipées de transmissions sécurisées à haut débit (ADSL); parallèlement, les logiciels de communication seront également adaptés aux besoins actuels. Durant une période transitoire, la centrale RADAIR sera capable de gérer des moniteurs fonctionnant avec des systèmes d'exploitation et des modes de communications différents (Win 3.11, Win 2000 et Win XP). Le logiciel d'exploitation du réseau a également été amélioré afin de faciliter la visualisation et le traitement des données.

Pour terminer, notons que tous les moniteurs d'aérosols sont maintenant configurés pour envoyer automatiquement un message à la centrale nationale d'alarme (NAZ) en cas d'augmentation significative de la concentration  $\beta$  artificielle contenue dans l'air. Des tests de transmission d'alarme sont effectués régulièrement.

#### b) Les mesures

**Aérosols:** Depuis juillet 2005, les activités  $\alpha/\beta$  totales, mesurées par les moniteurs RADAIR, peuvent être consultées en temps réel sur Internet, à l'adresse [www.radair.ch](http://www.radair.ch) (mise à jour toutes les 30 min).

Rappelons que les concentrations  $\alpha$  totales sont supposées d'origine naturelle. Si un incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère se produisait, la concentration  $\beta$  totale comprendrait, quant à elle, une contribution d'origine artificielle en plus de la contribution naturelle. Les concentrations  $\alpha$  et  $\beta$  totales mesurées par les moniteurs RADAIR sont donc traitées à l'aide d'un algorithme de compensation afin de déterminer la contribution  $\beta$  d'origine artificielle, qui constitue la grandeur d'intérêt.

Cet algorithme de compensation  $\alpha/\beta$  a permis de s'assurer que les concentrations artificielles sont restées, en 2006, en dessous des limites de détection, malgré les fortes fluctuations diurnes – nocturnes de radioactivité naturelle

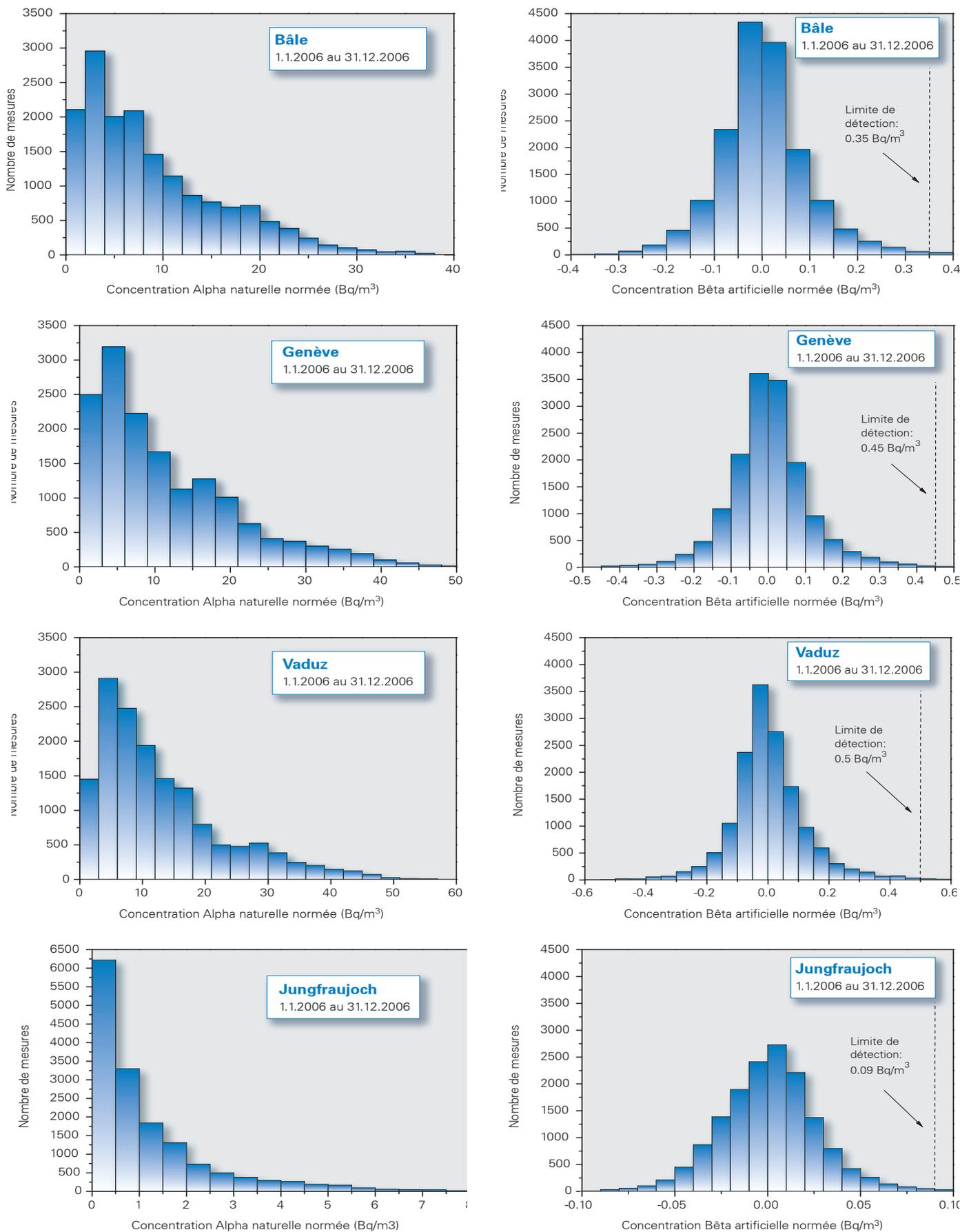


Figure 1: Histogrammes des concentrations alpha naturelles et des concentrations bêta artificielles compensées des stations de Bâle, Meyrin (genève-CERN), Vaduz et Jungfrauoch.

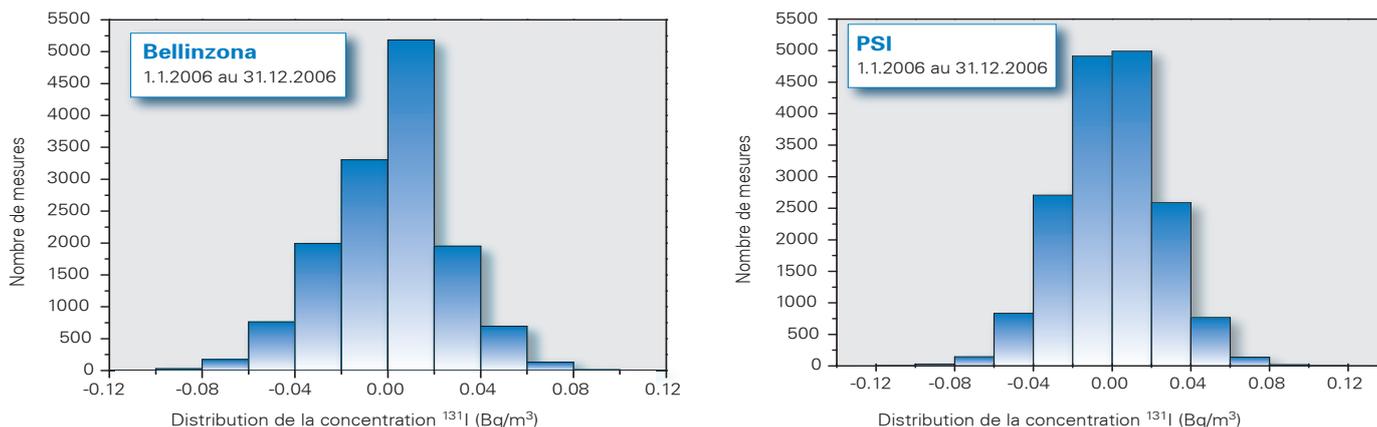


Figure 2: Histogrammes de la concentration moyenne du <sup>131</sup>I des stations de Bellinzona et du PSI

allant de 5 à 80 Bq/m<sup>3</sup> suivant les sites.

En hiver, en raison de l'inversion thermique plus marquée qu'en été, ainsi que par sa situation géographique, la station de Bellinzona enregistre des concentrations alpha naturelles atteignant jusqu'à 80 Bq/m<sup>3</sup>. En observant les histogrammes de la figure 1, il apparaît que les concentrations α naturelles maximales enregistrées en 2006 dans les stations de plaine comme Bâle, Genève et Vaduz sont de l'ordre de 40 à 50 Bq/m<sup>3</sup>. Pour les stations d'altitude, comme Jungfrauoch et Weissfluhjoch, ces concentrations restent inférieures à 10 Bq/m<sup>3</sup>, respectivement 25 Bq/m<sup>3</sup>.

En raison de la présence irrégulière des produits de filiation du Radon sur le sol suisse, les limites de détection des concentrations β artificielles ne sont pas identiques pour tous les sites. Les histogrammes des concentrations β artificielles compensées de la figure 1 illustrent ce phénomène. Ainsi, malgré une compensation adéquate, les incidents de radioactivité inférieurs à 0.4 voir 1 Bq/m<sup>3</sup>

ne sont pas décelables par les moniteurs situés en plaine. Cette limite s'abaisse à 0.1 ou 0.2 Bq/m<sup>3</sup> pour les stations d'altitude

**lode:** Les moniteurs de Fribourg, du PSI et de Bellinzona, mesurant l'iode gazeux (<sup>131</sup>I), n'ont pas décelé de valeurs supérieures à la limite de détection de 0.1 Bq/m<sup>3</sup>. La figure 2 montre l'histogramme de la concentration moyenne du <sup>131</sup>I pour les stations de Bellinzona et du PSI.

**c) Les pannes**

Grâce à un entretien suivi, le taux d'aptitude à la mesure des moniteurs s'est situé en 2006 entre 95 et 99% suivant les stations. D'une manière générale, les pannes les plus courantes sont des coupures de communication ou des défauts des disques durs; arrivent ensuite les ruptures de filtres engendrés par de mauvaises manipulations ainsi que des pannes de pompes. Ces dernières seront progressivement changées après 10



Photo 1: Pluviomètre près de Davos (GR)



Photo 2: Collecteur d'aérosols de Locarno-Monti: boîte à filtres ouvertes, dessous mesure du débit et pompe



**Photo 3: Collecteur d'aérosols à grand débit de Güttingen/TG (500 à 700 m<sup>3</sup>/h; type ASS-550)**



**Photo 4: Station RADAIR de Sion (VS): Moniteur Alpha-Beta (FHT-59s)**

à 12 ans de bons et loyaux services. Avec la rénovation progressive des PC de mesures, les disques durs seront également changés et le processus de communication amélioré.

#### 4.1.2 Précipitations

Des échantillons de pluie ont été collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau ainsi que dans divers endroits de

Suisse (Davos, Cernier/NE, Fribourg et Locarno-Monti) et mesurés chaque mois. Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté au cours de l'année 2006. Des valeurs comprises entre 0.1 et 2 Bq/l ont été mesurées pour le <sup>7</sup>Be naturel.

Les concentrations de tritium (<sup>3</sup>H) mesurées dans les pluies de Fribourg et du voisinage de la centrale nucléaire de Gösgen sont inférieures à 2 Bq/l. Les activités en <sup>3</sup>H des échantillons de pluie récoltés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg et Leibstadt ainsi que du ZWILAG sont généralement semblables à celles relevées à la station de référence de Fribourg (valeur maximale de 4.2, 3.6 et 3.7 Bq/l respectivement; valeur médiane de 1.5 Bq/l pour les trois stations). Des valeurs légèrement plus élevées (jusqu'à 9.5 Bq/l) ont été mesurées dans les précipitations des environs de la centrale de Beznau en début et en fin d'année (valeur médiane pour 2006: 5 Bq/l). La concentration maximale du <sup>3</sup>H détectée dans les précipitations du PSI s'est élevée à 6.6 Bq/l (valeur médiane de 2 Bq/l).

#### **Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium** (voir aussi Chap. 4.2 et 9.1)

Des échantillons de précipitation sont également récoltés à La Chaux-de-Fonds, Teufen/AR (Firma RCT) et près de Niederwangen/BE (Firma mb microtec), où sont situées des entreprises utilisatrices de tritium. Ces échantillons sont collectés chaque semaine uniquement pour la mesure du <sup>3</sup>H. Les échantillons de Teufen sont analysés chaque semaine alors qu'un mélange des semaines est mesuré chaque mois pour les échantillons de La Chaux-de-Fonds et tous les 14 jours pour Niederwangen. Les résultats sont résumés dans le tableau 1. A Niederwangen, l'activité du <sup>3</sup>H dans l'humidité de l'air est également mesurée tous les 14 jours (Fig. 3).

Les valeurs obtenues se situent entre 1 et 23 Bq/m<sup>3</sup> avec une valeur moyenne de 9.2 Bq/m<sup>3</sup>. Notons que les activités de <sup>3</sup>H mesurées en 2006 dans les échantillons de Niederwangen sont nettement supérieures aux valeurs 2005 (augmentation de 70% env.), aussi bien dans les précipitations que dans l'humidité de l'air. A La Chaux-de-Fonds, la tendance à la baisse, déjà observée les années précédentes, s'est poursuivie et les activités de <sup>3</sup>H mesurées dans les précipitations seront bientôt comparables à celles observées à la station de référence de Fribourg. Les activités de <sup>3</sup>H relevées dans les échantillons de Teufen en 2006 sont comparables aux valeurs 2005.

Les échantillons d'eau du Ticino (près de Contone) ainsi que du Rhône (près de Porte-du-Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle, hormis des traces sporadiques de  $^{137}\text{Cs}$ . Les activités des émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chap. 4.2.

**Tableau 1: Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises**

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
La Chaux-de-Fonds Ancien Moulins	<1.3 – 15	---
Teufen/AR 65 m E Firma TCT	<10 – 1200	280
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	20 – 650	230
Garage 200 m SW de l'entreprise	30 – 600	210
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	30 – 600	250
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	50 – 2000	630

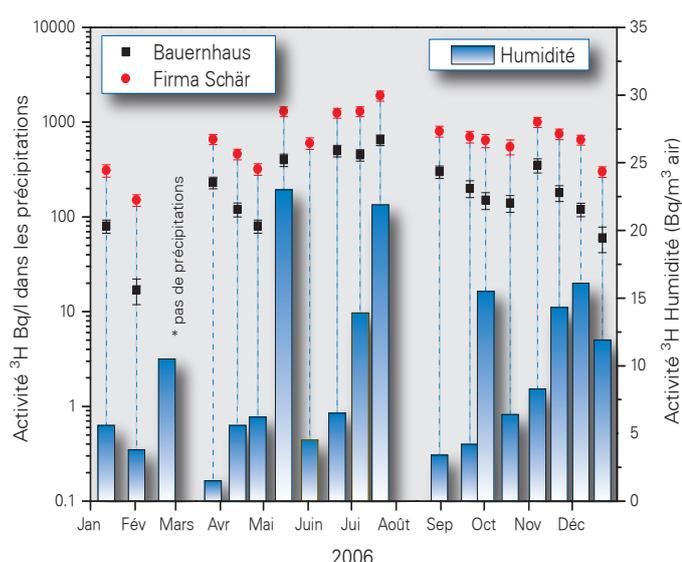
Les activités moyennes du tritium mesurées en 2006 dans les eaux du Ticino et du Rhône sont inférieures à 2.0 Bq/l. Dans les échantillons d'eau de l'Aar, collectés en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg, l'activité du  $^3\text{H}$  est généralement inférieure à la limite de détection de 1.5 Bq/l, la valeur maximale s'élevant à 2.6 Bq/l. L'activité du  $^3\text{H}$  mesurée dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, varie entre < 1.1 Bq/l et  $4.3 \pm 1.7$  Bq/l. On trouvera un résumé des valeurs de  $^3\text{H}$  mesurées dans les précipitations et les rivières au Chap. 7.1.

Dans le Doubs, à St-Ursanne, les concentrations de  $^3\text{H}$  ont poursuivi la tendance à la baisse déjà observée depuis quelques années. Les valeurs mesurées sont comprises entre 1.5 et 3 Bq/l (janvier à septembre 2006)

#### 4.1.4 Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne et La Chaux-de-Fonds ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienne afin de déterminer les concentrations de  $^3\text{H}$  et d' $^{131}\text{I}$  rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de l'industrie horlogère ou de la combustion de déchets contenant du tritium dans les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2.

#### 4.1.3 Rivières

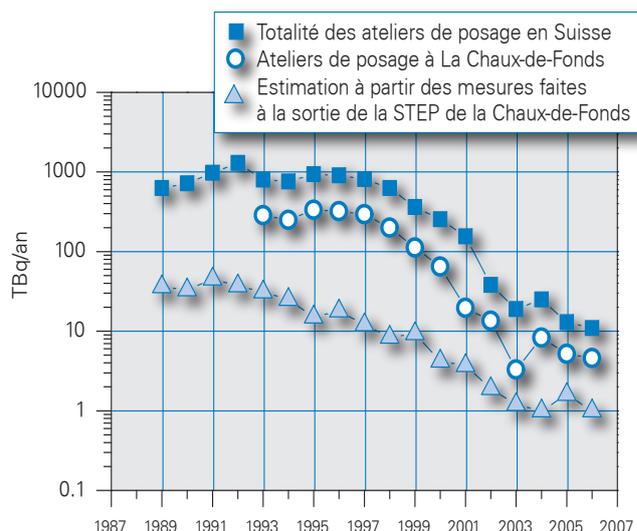


**Figure 3: Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m<sup>3</sup> d'air) à Niederwangen/BE.**

Entre janvier et avril 2006, trois pics de concentration de  $^3\text{H}$  dépassant les 100'000 Bq/l (valeurs maximales respectives de 862'000 Bq/l, 165'000 Bq/l et 201'000 Bq/l) ont été observés dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle. Deux autres pics de concentration, certes plus faibles, mais dépassant tout de même les 20'000 Bq/l, (valeurs maximales de 23'000 et 25'000 Bq/l) ont également été détectés en 2006. Ces pics de concentration ont eu lieu sur de courtes périodes (1 ou 2 jours consécutifs). Ce phénomène est régulièrement observé depuis quelques années, mais son origine n'a toujours pas été éclaircie malgré les recherches menées par le laboratoire cantonal

de Bâle-Ville en collaboration avec l'OFSP. La combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois une explication possible. Notons encore que les eaux de lavage des fumées sont ensuite diluées dans les eaux de la station d'épuration, avant d'être rejetées dans le Rhin. Le tableau 2 montre que les concentrations de  $^3\text{H}$  dans les échantillons hebdomadaires d'eau de la STEP de Bâle n'ont pas dépassé les 40 Bq/l. Les pics de concentration observés dans l'eau de lavage des fumées de la station d'incinération n'ont pas contribué à une augmentation significative de la teneur en  $^3\text{H}$  des eaux du Rhin. En effet, entre janvier et avril où ces pics de concentration ont été observés, les concentrations mensuelles en  $^3\text{H}$  mesurées dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures ou égales à 2.5 Bq/l.

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds s'expliquent par le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent



**Figure 4: Quantité de  $^3\text{H}$  en TBq/an utilisée dans l'industrie horlogère suisse de 1989 à 2006** (voir figure 4).

**Tableau 2: Tritium ( $^3\text{H}$ ) et Iode dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP)**

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KLBS	$^{131}\text{I}$	51	< 0.1 - 0.86	-	-
		$^3\text{H}$	51	3.1 - 38	5.2	6.9
$^{131}\text{I}$		51	< 0.2 - 1.5	-	-	
$^3\text{H}$		337	120 - 860'000	445	7200	
STEP Berne	Labor Spiez	$^{131}\text{I}$	52	< 0.1 - 1.3	0.3	-
	SUER	$^3\text{H}$	12	< 10	-	-
Incinération Bienne	SUER	$^3\text{H}$	51	<10 - 130	20	-
STEP La Chaux-de-Fonds	SUER	$^3\text{H}$	48	< 10 - 790	90	-
STEP Lausanne	IRA	$^{131}\text{I}$	44	< 0.8	-	-
		$^3\text{H}$	11	< 3	-	-
STEP Zürich	EAWAG	$^{131}\text{I}$	52	< 0.9	-	-
	SUER	$^3\text{H}$	13	< 0.8 - 46	1.6	---

également dans la STEP. Ces valeurs sont toutefois en diminution constante depuis les années nonante, en

## Kapitel 4.2

# Überwachung der Radioaktivität der Aerosole auf dem Jungfraujo

H. Völkle<sup>1)</sup> und Th. Flury<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg

<sup>2)</sup> Physikdepartement der Universität Fribourg, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg

### Zusammenfassung

Zur Verbesserung der Überwachung der Radioaktivität der Luft wurde ein neuer Aersolsammler erprobt und im Mai 2006 in der hochalpinen Forschungsstation auf dem Jungfraujo in Betrieb genommen. Im Bericht wird kurz auf die Geschichte der Überwachung der Aerosole eingegangen und die bisher in der Schweiz eingesetzten Geräte mit ihren Vor- und Nachteilen diskutiert.

### Vorgeschichte

Die Überwachung der Radioaktivität der Aerosole der Luft durch die damalige KUER (Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) begann in der Schweiz bereits 1956. Auf Antrag von Prof. Paul Huber von der Universität Basel ernannte damals der Bundesrat diese Kommission und beauftragte sie, ein entsprechendes landesweites Messnetz aufzubauen. Auslöser war der durch die Kernwaffenversuche der Grossmächte verursachte Anstieg der Radioaktivität in Luft und Niederschlägen. Die meisten industrialisierten Länder errichteten damals ähnliche Überwachungsnetze, die weitgehend auch heute noch bestehen. Bereits 1957 veröffentlichte das BAG in seinem Bulletin den ersten Bericht der Kommission zuhanden des Bundesrates. Paul Huber war der erste Präsident der KUER, 1971 bis 1986 wurde die Kommission von Otto Huber präsiert und ab 1987 von Heinz Hugo Loosli.

### Messungen auf dem Jungfraujo

Mit der hochalpinen Forschungsstation Jungfraujo auf 3454 m verfügt die Schweiz über einen einmaligen Standort für Forschung und Umweltbeobachtungen, der insbesondere geeignet ist, globale Veränderungen der Atmosphäre, unbeeinflusst von lokalen Emissionen, zu erfassen. Die KUER war deshalb von Anfang an daran interessiert die Radioaktivität der Luft auf dem Jungfraujo kontinuierlich zu überwachen und hat dort bereits 1959 eine erste Überwachungsanlage vom Typ «Landis & Gyr» in Betrieb genommen. Diese Geräte sammelten die Aerosolole kontinuierlich auf einem Filterband und massen die Gesamt-Beta-Aktivität zeitverzögert, dh. nach Abklingen der kurzlebigen natürlichen Radioaktivität. Als Messinstrumente standen damals hauptsächlich Geiger-Müller-Zählrohre zur Verfügung, die nur die (unspezifische) Gesamt-Beta-Aktivität registrieren können. Eine einfache Gamma-Spektrometrie wurde erst mit den NaI-Spektrometern Anfangs der 60<sup>er</sup>-Jahre möglich, und die hochauflösende Spektrometrie ab Anfang der 70<sup>er</sup>-Jahre mit den Germanium-Detektoren (Ge(Li) bzw. HP-Ge). Da die Gesamt-Beta-Messung immer auch die natürliche Radioaktivität der Luft, also die Beta-Gamma-Strahler der Radon-Folgeprodukte miterfasst und diese einen entsprechend der Tages- und Jahreszeit deutlichen Variationsbereich aufweisen, kann ein Anstieg der künstlichen Radioaktivität der Luft erst dann nachgewiesen werden, wenn dieser grösser ist als Schwankungsbereich der natürlichen Radioaktivität in der Luft.

Eine Sammelstation auf grosser Höhe wie das Jungfraujo hat im Bezug auf die Radioaktivitätsüberwachung zwei wesentliche Vorteile: Einerseits werden grossräumig und in grosser Höhe verfrachtete kontaminierte Luftmassen, etwa nach einem Reaktorunfall wie Tschernobyl oder einer Kernwaffenexplosion im Ausland, besser erfasst und

andererseits ist auf dieser Höhe die Konzentration von Radon-Folgeprodukten deutlich tiefer als im Unterland, da hier der Boden mit Schnee und Eis bedeckt ist und daher hier fast kein Radon aus dem Boden entweichen kann. (Die geringe Konzentration an Radonfolgeprodukten auf dieser Höhe sind somit zum grossen Teil Luftmassen, die im Sommer aus dem Unterland heraufkommen). Dieser Sachverhalt ist auf Fig. 1 ersichtlich, wo die Radioaktivität der ersten französischen Atombombe vom 13. Februar 1960, gezündet in Reggane (Hoggar-Massiv/Sahara im damals französischen Departement Algerien), nachgewiesen werden konnten. Der Anstieg war auf dem Jungfrauoch rund eine Grössenordnung stärker als etwa in Locarno und zudem ist zu erkennen, dass die radioaktiven Luftmassen im Verlauf des Monats März noch zweimal über die Messstation des Jungfrauochs hinwegzogen.

### Das Schweizerische RADAIR-Netz

Ab 1994 wurde durch die SUER das RADAIR-Netz in der Schweiz aufgebaut. Es umfasst 11 automatische Stationen vom Typ «FHT 59 S» (Thermo Electron Corporation, D-91056 Erlangen), wovon eine auf dem Jungfrauoch. Mittels des Alpha-Beta-Kompensationsverfahrens wird die künstliche Beta-Aktivität der Luft bestimmt und alle 30 Minuten an die Datenzentrale bei der SUER in Fribourg übertragen. Bei diesem Verfahren wird vom Gerät die Alpha- und die Beta-Aktivität der Filter kontinuierlich gemessen und mittels eines Algorithmus, basierend auf der Annahme, dass die Alpha-Aktivität nur natürlichen Ursprunges ist, die Netto-Beta-Aktivität berechnet. Es wird also von der gemessenen Brutto-Beta-Aktivität derjenige Anteil subtrahiert, der aus der gemessenen Alpha-Aktivität errechnet wird. Für Stationen im Unterland ergeben sich im Normalfall Werte der Netto-Beta-Aktivität im Bereich zwischen  $-0.5$  und  $+0.5$  Bq/m<sup>3</sup>. Infolge der geringeren Radon-Folgeproduktkonzentration auf dem Jungfrauoch gegenüber dem Unterland ist hier der Schwankungsbereich kleiner und eine Erhöhung der künstlichen Beta-Aktivität kann bereits ab etwa  $1/10$  Bq/m<sup>3</sup> festgestellt werden (im Unterland erst ab ca.  $0.5$  Bq/m<sup>3</sup>). Die Alarmschwellen der RADAIR-Geräte sind auf  $1$ ,  $5$  und  $30$  Bq/m<sup>3</sup> festgelegt. Die radioaktiven Luftmassen, die Anfangs Mai 1986 nach dem Reaktorunfall Tschernobyl in die Schweiz gelangten, ergaben für die Summe der künstlichen Beta-Strahler etwa  $20$  Bq/m<sup>3</sup>, was zwischen der mittleren und oberen Alarmschwelle des (damals noch nicht existierenden) RADAIR-Netzes gelegen hätte.

### Die Hochvolumensammler «ASS-500»

Ab 1990 beschaffte die SUER neue Hochvolumenaresosammler (HVS) vom Typ «ASS-500» des Polnischen Herstellers Central Laboratory for Radiological Protection, Ul. Konwaliowa 7, 03-194 Warsaw. Als Filtermaterial werden Petrianov-Filter (G-3 Polypropylen),  $40 \times 42$  cm verwendet. Heute sind an den fünf den Standorten Oberschrot bei Plaffeien/FR, Genf (CERN), Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG und Klingnau/AG solche Sammler in Betrieb. Mit einem Durchsatz von rund  $600$  m<sup>3</sup>/h wird nach einer Woche Sammlung und Messung der Filter mit Labor mittels Gamma-Spektrometrie eine Nachweisgrenze von etwa einem Zehntel micro-Bq/m<sup>3</sup> erreicht, was rund einem <sup>137</sup>Cs-Zerfall pro Kubikmeter und Vierteljahr entspricht, oder rund  $100$  <sup>137</sup>Cs-Atomen pro m<sup>3</sup> Luft. Mit diesen Geräte konnte die <sup>137</sup>Cs-Freisetzung beim Algeciras-Zwischenfall im Mai 1997 in Südspanien gut nachgewiesen werden, wo im Tessin  $150$  micro-Bq <sup>137</sup>Cs pro m<sup>3</sup> gemessen wurden, rund  $10'000$  mal weniger als nach dem Unfall Tschernobyl in derselben Region. Bewährt hat sich bei diesem, zwar radiologisch, nicht jedoch im Bezug auf das Interesse der Medien, unbedeutenden Ereignis das Europaweite Internet-Labornetzwerk RO5 («Ring of Fife») über das Laboren aus rund 20 europäischen Ländern Daten und Informationen formlos austauschen. Dieses Ereignis zeigte auch, dass die Laboratorien nach dem Unfall Tschernobyl ihre Messempfindlichkeit und ihre Wachsamkeit gesteigert haben und dass ein solches Ereignis wie «Algeciras», auch wenn es radioologisch unbedeutend war, nicht mehr unbemerkt bleiben kann.

Nebst der Empfindlichkeit der Messung ist auch das Zeitintervall, nachdem bei einem Ereignis ein erhöhter Messwert vorliegt ein wichtiger Parameter für die Überwachung der Atmosphäre. Es liegt auf der Hand, dass dasselbe Überwachungssystem nicht gleichzeitig sehr empfindlich und sehr schnell sein kann. RADAIR und die «High-Volumen-Sammler» (HVS) ergänzen sich demnach sehr gut: RADAIR ist automatisch und schnell aber wenig empfindlich:  $0.5$  bis  $1$  Bq/m<sup>3</sup> nach 5 Stunden bzw.  $5$  Bq/m<sup>3</sup> und  $30$  Bq/m<sup>3</sup> nach 30 Minuten Sammel- und Messzeit, die HVS sind dagegen wesentlich empfindlich, aber dies erst nach längerer Zeit (Sammlung und Messung im Labor):  $10^{-7}$  Bq/m<sup>3</sup> nach ca. 200 Stunden (d.h. 1 Woche Sammlung, Postversand des Filters und 1 Tag Messung im Labor mittels Gamma-Spektrometrie). Der Vergleich der verschiedenen Überwachungssysteme bezüglich Empfindlichkeit und Schnelligkeit ist auf der Fig. 2 dargestellt. Dabei sind die Messwerte für RADAIR sowie für die Summe der  $\beta$ -Nuklide aus Tschernobyl Gesamt-Beta-Messwerte, während diejenigen ganz rechts (im Bereich 100 bis 1000 Stunden) nuklidspezifische <sup>137</sup>Cs-Werte sind. Mit FWA sind die «klassischen» Frühwarnanlagen bezeichnet, dh. kleinere Aerosolsammler mit einem Durchsatz von ca.  $40$  m<sup>3</sup>/h, Sammelintervall 1 Woche und Messung der Filter im Labor, wie sie die SUER seit den 50er-Jahren im Rahmen der Überwachung des KernwaffenFallout betreibt.

## Neuer Sammler auf dem Jungfrauoch

Bei der SUER bestand schon seit längerem die Idee, die Luftüberwachung auf dem Jungfrauoch durch einen der oben erwähnten HVS zu ergänzen. Dies scheiterte jedoch an technischen Schwierigkeiten: Auf dieser Höhe muss die angesaugte Luft vorgewärmt werden und dies ist bei einem Durchsatz von 600 m<sup>3</sup>/h nicht zu bewerkstelligen. Es wurde deshalb eine andere Lösung gesucht und Versuche mit einem «DIGITEL» DHA-80-Aersolsammler durchgeführt (Fig. 3 und 4). (DIGITEL Elektronik AG, CH-8604 Hegnau). Er verfügt über einen automatischen Filterwechselmechanismus, geregelten Durchsatz von 6 bis 60 m<sup>3</sup>/h (Rotameter und frequenzgesteuerte Leistung der Pumpe), verwendet Glasfaserfilter von 150 mm Durchmesser vom Typ «EDEROL» (Binzer & Munktel Filter GmbH, D-35088 Battenberg) und kann über eine Internet-Verbindung ferngesteuert werden bzw. es können die Betriebsdaten und der Status des Sammlers abgerufen werden. Ein solches Gerät ist seit Mitte Mai 2006 auf dem Jungfrauoch in Betrieb und hat sich bewährt. Der Filterwechsel erfolgt automatisch wöchentlich und die Filter werden zu Monatsproben zusammengefasst, zu einer Tablette gepresst und im Labor der SUER in Fribourg gammastrahlungsmessend analysiert. Bei einer Messung von 2 Tagen wird eine Nachweisgrenze im Bereich weniger micro-Bq/m<sup>3</sup> für <sup>137</sup>Cs erreicht. Im Ereignisfall kann das Sammelintervall ferngesteuert verkürzt werden und die Messzeit wird dann ebenfalls den Bedürfnissen angepasst.

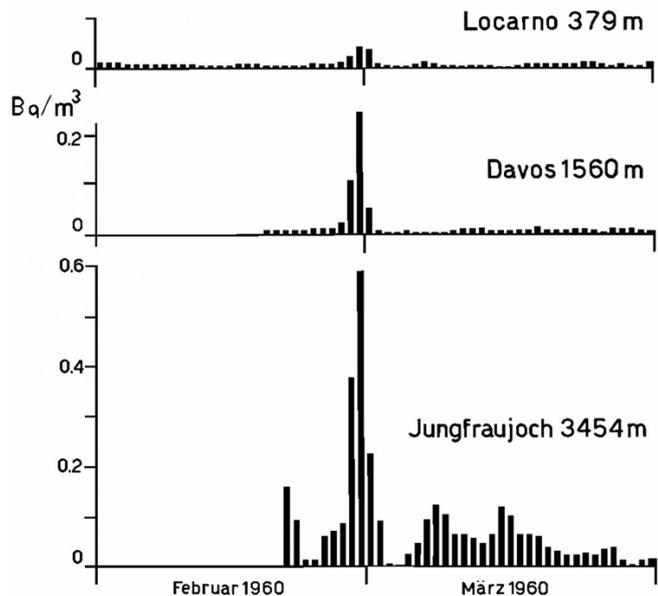
In der Testphase bis Ende 2006 wurde nebst <sup>7</sup>Be, <sup>210</sup>Pb und <sup>40</sup>K auf den Filtern vom Jungfrauoch auch Spuren von <sup>137</sup>Cs nachgewiesen: 15 micro-Bq/m<sup>3</sup> in der Sammelperiode 10. - 23.5.2006. Anfangs Mai (2.5. - 8.5.2006) wurde auch durch Laboratorien in Deutschland eine leichte Erhöhung der <sup>137</sup>Cs-Aktivität in der Luft nachgewiesen: PTB Braunschweig: 6.1 micro-Bq/m<sup>3</sup> (persönliche Mitteilung von Dr. H. Wershofen, PTB Braunschweig), DWD Berlin: 25 micro-Bq/m<sup>3</sup>, DWD Offenbach 3.4 micro-Bq/m<sup>3</sup> (persönliche Mitteilung von Dr. Thomas Steinkopff, DWD, Langen/Frankfurt). Unsere Messungen haben demzufolge gerade noch den Ausläufer dieses kleinen Anstiegs, über dessen Ursache nichts bekannt ist (vermutlich handelt es sich um Resuspension von <sup>137</sup>Cs aus dem Tschernobyl-Unfall), erfasst. In den folgenden Wochen bis Ende Jahr lag der <sup>137</sup>Cs-Gehalt der Luft auf dem Jungfrauoch durchwegs unter 5 micro-Bq/m<sup>3</sup> (s. Fig. 5, 6 und 7).

Was die natürlichen Radionuklide <sup>7</sup>Be (T<sup>1/2</sup> = 53 Tage; erzeugt durch die kosmische Strahlung) und <sup>210</sup>Pb (T<sup>1/2</sup> = 20 Jahre; langlebiges Radon-Folgeprodukt) betrifft, so zeigen sie ein Maximum im Sommer und sind in guter Übereinstimmung mit Messwerten von Fribourg bzw. aus Deutschland (PTB und DWD) wie aus den Fig. 6 und 7 ersichtlich ist. Da <sup>7</sup>Be aus der Stratosphäre herunterkommt und wäh-

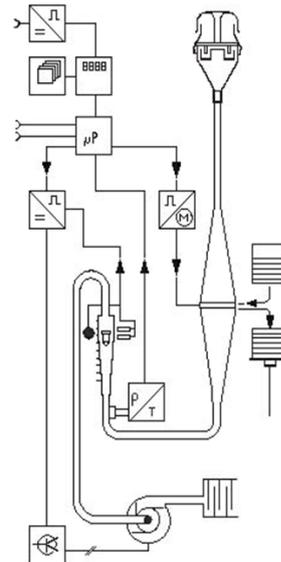
rend der Ablagerung teilweise zerfällt, <sup>210</sup>Pb dagegen als Radon-Folgeprodukt vom Boden her kommt, gehen höhere Beryllium-Werte auf dem Jungfrauoch einher mit geringfügig höheren Blei-Werten in Fribourg und umgekehrt. Die <sup>7</sup>Be-Produktion in 15 bis 20 km Höhe durch die kosmische Strahlung wird durch den 11jährigen Sonnenzyklus leicht moduliert. Eine höhere Sonnenaktivität (höhere Sonnenfleckenanzahl) intensiviert den Sonnenwind und erhöht damit leicht die Ablenkung der auf die Erde auftreffenden kosmischen Strahlung. Die <sup>7</sup>Be-Produktion wird in diesem Fall leicht vermindert, bzw. bei geringerer Sonnenaktivität ist sie geringfügig höher. Dies ist auf der Fig. 8 anhand der <sup>7</sup>Be-Werte des HVS von Oberschrot (Kanton Fribourg) ersichtlich, wo die <sup>7</sup>Be-Werte 1991 und 2001 mit maximaler Sonnenaktivität leicht tiefer sind und entsprechend im Jahr 1997 mit einem Minimum der Sonnenaktivität leicht höher.

Insgesamt hat sich der DIGITEL-Sammler trotz der extremen klimatischen Bedingungen auf dem Jungfrauoch bewährt und er wird daher ab 2007 in das Überwachungsnetz des BAG aufgenommen. Da die Forschungsstation Jungfrauoch in das GAW-Netz der WMO (Global Atmosphere Watch) integriert ist, werden unsere Daten ab 2007 auch in dieses Netzwerk (GAW: <http://gaw.web.psi.ch>) eingespeist.

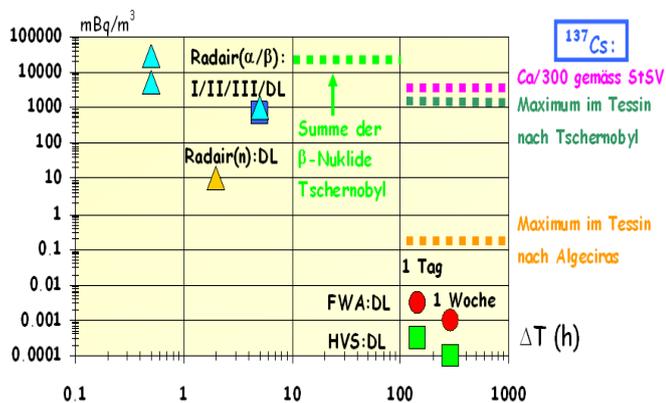
**Verdankung:** Wir bedanken uns bei Prof. Dr. Erwin Flückiger, Direktor der hochalpinen Forschungsstation Jungfrauoch-Gornergrat für die Möglichkeit den DIGITEL-Sammler in der Forschungsstation einzurichten und auszutesten.



Figur 1: Nachweis des ersten französischen Kernwaffenversuches vom 13. Februar 1960 in Reggane (Provinz Adrar, Sahara, Algerien): Gesamt-Beta Aktivität der Luft in Bq/m<sup>3</sup> gemessen in Locarno, Davos und Jungfrauoch (KUER-Bericht, 1961)



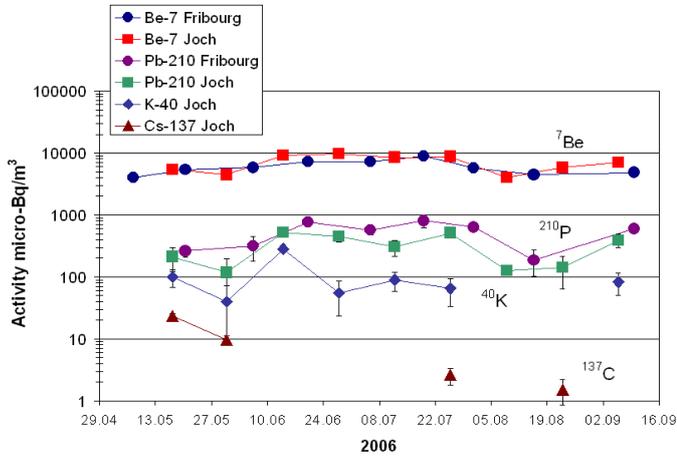
Figur 3: Schema des DIGITEL DHA-80 Aerosolsammlers (Quelle: Digital Users' Manual; <http://www.digital-ag.ch>). Die Leistung des Motors wird via Rotameter und Frequenzsteuerung geregelt so geregelt, dass der Durchsatz unabhängig von der Beladung des Filters konstant bleibt.



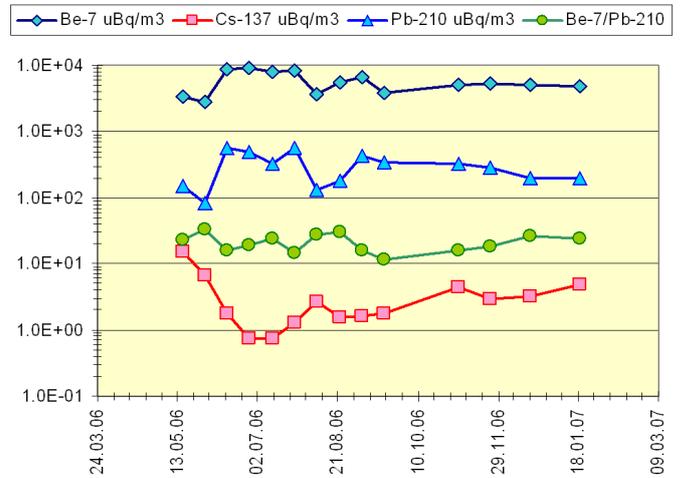
Figur 2: Vergleich verschiedener Überwachungssysteme für die Radioaktivität der Luft im Bezug auf Empfindlichkeit und Zeitintervall ( $\Delta T$ : Sammeldauer + Messung) bis ein Messresultat vorliegt. Links: Gesamt- $\beta$ -Messung durch RADAIR und Summe der  $\beta$ -Nuklide nach Tschernobyl; beim RADAIR sind die drei Warnschwellen ( $\Delta$ ) eingezeichnet: 1 Bq/m<sup>3</sup> (30 Min.) bzw. 5 und 30 Bq/m<sup>3</sup> (2 Stunden). Rechts: Y-Achse von 100 bis 1000 h: <sup>137</sup>Cs-Aktivität nach Tschernobyl bzw. nach dem Algeciras-Zwischenfall sowie Nachweisgrenzen mit klassischen Aerosolsammlern bzw. mit den High-Volume-Sammlern bei 1 und 7 Tagen Sammlung.



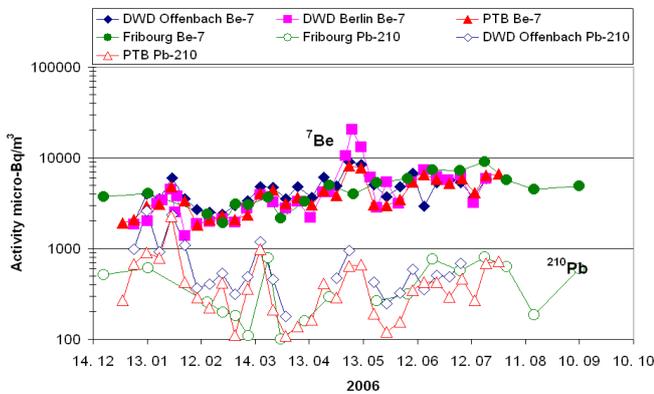
Figur 4: DIGITEL DHA-80 Aerosol-Sammler: linkes Bild Gerät geöffnet: links Rotameter für die Durchflussregelung, Mittel Bestäubungseinheit und rechts Filterstapel, leere Filter oben und beladene Filter unten.



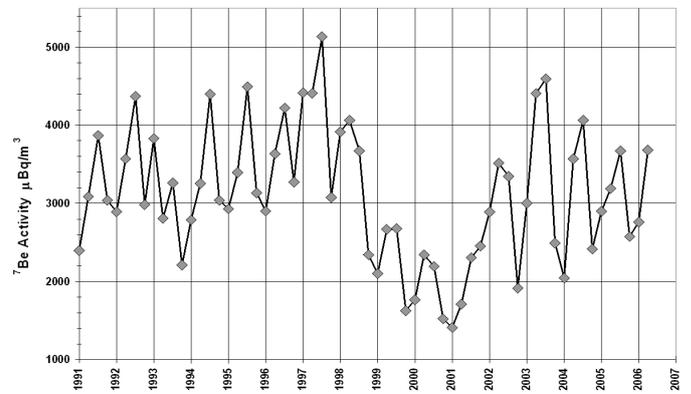
Figur 5: Natürliche ( $^7\text{Be}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ) und künstliche ( $^{137}\text{Cs}$ ) Radionuklide in  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  gemessen auf dem Jungfraujoch (3454 m ü.M.s) im Vergleich zu entsprechenden Messwerten ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ) von Fribourg (630 m ü.M.).



Figur 7:  $^7\text{Be}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ -Aktivität in  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ , sowie  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ -Verhältnis der Luftfilter gesammelt mit DIGITEL DHA-80-Aerosolsammler auf dem Jungfraujoch Mai bis Dezember 2006.



Figur 6: Vergleich der  $^7\text{Be}$ - und  $^{210}\text{Pb}$ -Konzentrationen in  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  auf dem Jungfraujoch (3454 m ü.M.) mit Messwertes der Physikalisch-Technische Bundesanstalt (Persönliche Mitteilung von Dr. H. Wershofen, PTB Braunschweig – Deutschland, 2006) und des Deutschen Wetterdienst in Offenbach sowie Berlin (Persönliche Mitteilung von Dr. Th. Steinkopff, DWD, Offenbach - Deutschland, 2006).



Figur 8: Quartalswerte der  $^7\text{Be}$ -Konzentration in  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  der Stationen Oberschrot (FR) bzw. Fribourg für die Jahre 1991 bis 2007. Die Minima (bzw. Maxima) der  $^7\text{Be}$ -Konzentration (sowie der Produktion) korrelierten mit den Maxima (bzw. Minima) der Sonnenfleckenanzahl in den Jahren 2001 und 1991 (bzw. im Jahr 1997). (Quelle: Interne Laborberichte der SUER 1991 bis 2007)

# Kapitel 4.3

## Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

**H. Völkle,**

Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg

### Zusammenfassung

Die beiden 1966 beschafften Höhenluft-Filtergeräte wurden 2002–03 bei RUAG Aerospace in Emmen technisch erneuert, an die Tiger-Flugzeuge der Schweizer Luftwaffe angepasst und erneut für den Flug zugelassen. Sie werden seit 2004 wieder regelmässig im Rahmen von 6 Sammelflügen ab Militärflugplatz Payerne eingesetzt; im Ereignisfall können mehr Sammelflüge durchgeführt werden. Diese ermöglichen die Sammlung von Aerosolproben in 8000 bis 10'000m Höhe zur gammaspektrometrischen Analyse der Radioaktivität in der Atmosphäre, insbesondere nach einem KKW-Unfall oder einem Kernwaffeneinsatz.

### Vorgeschichte

In den 60<sup>er</sup>-Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die KUER wurden deshalb in den 50<sup>er</sup>-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschläge aufzubauen um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können. Integriert über den Zeitraum 50<sup>er</sup>-Jahre bis heute hat die Schweizer Bevölkerung durch alle Kernwaffenversuche zusammen eine zusätzliche Strahlendosis von im Durchschnitt 1.2 mSv erhalten.

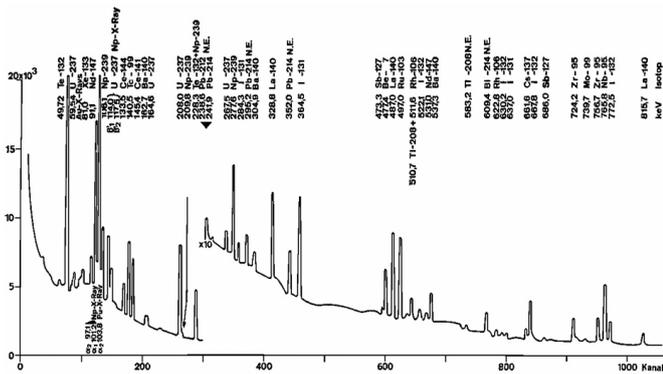
Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität in



**Figur 1: Paul Winiger mit dem von den damaligen Flugzeugwerken in Emmen gebauten Sammelgerät für Aerosolproben aus der oberen Troposphäre bzw. der unteren Stratosphäre. Der Filter wird um einen Zylinder aus Drahtgitter gelegt (links sichtbar) und radial von innen nach aussen durchströmt. Lufteinlass ist rechts, Luftauslass links.**

die Atmosphäre und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet. Auf der Nordhemisphäre umrundete die Wolke bei den chinesischen Kernwaffenversuchen die Erde jeweils im Gegen-Uhrzeigersinn und erreichte unser Land nach ca. 10 bis 14 Tagen.

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 60<sup>er</sup>-Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im



**Figur 2: Gamma-Spektrum einer Luftfilterprobe aus der oberen Troposphäre (13'200 m) vom 9.10.1969, 13 Tage nach einem chinesischen Kernwaffenversuch (3 MT Fission-Fusion-Fission-Bombe, dh. eine Wasserstoffbombe mit Spaltbombe als Zünder und Mantel aus  $^{238}\text{U}$ ), gemessen mit einem Planar-Ge-Detektor am 12.10.1969. Ausser den typischen Linien junger Spaltfragmente sind Linien der Isotope  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{237}\text{U}$  und  $^7\text{Be}$  messbar.  $^{237}\text{U}$  entsteht durch eine (n,2n)-Reaktion mit schnellen Fusionsneutronen (14 MeV) im  $^{238}\text{U}$ . [1] bis [4]**

Winkanal kalibriert wurden, die ermöglichten mittels Militärflugzeugen Luftproben aus 8'000 bis 12'000 m Höhe zu sammeln um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60<sup>er</sup>-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten. Dazu mussten Computerprogramme (damals noch in Fortran-IV auf einem UNIVAC-III-Rechner) entwickelt werden, die eine Auswertung der gewonnenen – teilweise sehr komplexen – Gamma-Spektren (s. Fig. 2) ermöglichten (Dissertation Paul Winiger [3]).

Als Beispiel zeigt Fig. 1 das Gamma-Spektrum einer solchen Luftfilterprobe aus der oberen Troposphäre (13'200m) vom 9.10.1969, 13 Tage nach einem chinesischen Kernwaffenversuch (3 MT Fission-Fusion-Fission-Bombe, d.h. eine Wasserstoffbombe mit Spaltbombe als Zünder und Mantel aus  $^{238}\text{U}$ ), gemessen mit einem Planar-Ge-Detektor am 12.10.1969. Ausser den typischen Linien junger Spaltfragmente sind Linien der Isotope  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{237}\text{U}$  und das natürliche  $^7\text{Be}$  messbar.  $^{237}\text{U}$  entsteht durch eine (n,2n)-Reaktion mit schnellen Fusionsneutronen (14 MeV) im  $^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Np}$  durch (n, $\gamma$ ) ebenfalls im  $^{238}\text{U}$  [1] bis [4],  $^7\text{Be}$  bei Spallation durch Neutronen der kosmischen Strahlung an Stickstoffatomen der Atmosphäre.

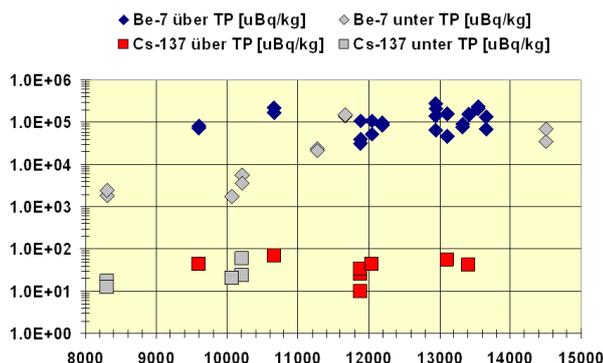
Die Sammelgeräte der zweiten Generation wurden letztmals 1968 nach dem Reaktorunfall Tschernobyl eingesetzt. Ab 2000 war ein Einsatz nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängevorrichtung verfügen; zudem zeigte sich auch, dass die seit rund 30

eingesetzten Geräte einer Überholung bedurften. Mit dieser Erneuerung und Anpassung sowie der erneuten Flugzulassung wurde RUAG Aerospace (die Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen, die die Geräte damals gebaut hatte) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.

## Sammlung und Messung der Proben

Die Probeentnahme der Aerosolpartikeln in Höhen zwischen 8000 und 12'000 m erfolgt mit von den Eidgenössischen Flugzeugwerken in Emmen in den 60<sup>er</sup>-Jahren gemeinsam mit dem damaligen Labor Fribourg der KUER entwickelten Sammelaggregaten, die unter dem Flügel eines Düsenflugzeuges der Schweizer Luftwaffe (Heute Tiger F-5F/E, früher Mirage, Hunter, Venome, Vampire, etc.) befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Eine Anzeige aussen am Gerät meldet dem Piloten während des Fluges ob das Gerät geöffnet oder geschlossen ist. Die Sammelgeräte wurden im Windkanal der Flugzeugwerke Emmen kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer die Anzahl gesammelter kg Luft mit Hilfe einer Graphik ermittelt werden kann. Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden und liegt üblicherweise zwischen 8000 und 12'000 m, je nach Bedarf über oder unter der Tropopause. Diese wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt. Die Fluggeschwindigkeit beträgt normalerweise etwa 0.8 Mach; die Flugdauer 20 bis 30 Minuten; die gesammelte Luftmenge liegt zwischen 1000 und 2000 kg. Normalerweise wird mit beiden Geräten geflogen, was auch die Möglichkeit gibt, zwei Proben auf unterschiedlicher Höhe zu erheben.

Als Filtermaterial wird ursprünglich eine Zellulosefilter von Schleicher & Schuell Typ 0048 (0.7 mm; 130 g/m<sup>2</sup>, gekreppt) mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Da dieses gleiche Material nicht mehr hergestellt wird wurde auf das Filtermaterial (Sorte 0048, Art. Nr. 348987) von Schleicher & Schuell (Heute Whatman plc) umgestellt. Diese Filter werden, um ein Überlappen von wenigen mm zu ermöglichen auf die Dimensionen 530 x 555 mm zugeschnitten. Für die Messungen wird der Filter halbiert und eine Hälfte mit einer hydraulischen Presse (12 bis 15 Tonnen, während 15 min) zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst (Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen).



**Figur 3:** <sup>7</sup>Be- und <sup>137</sup>Cs-Messwerte in micro-Bq/kg Luft der Jahre 2004–06 in Funktion der Flughöhe in Luftproben gesammelt mit Flugzeugen vom Typ Tiger (F-5E/F) der Schweizer Luftwaffe. Für <sup>7</sup>Be ergeben sich Medianwerte von 100'000 micro-Bq/kg (über der Tropopause) bzw. 20'000 micro-Bq/kg (unter der Tropopause) für <sup>137</sup>Cs 10 bis 100 micro-Bq/kg. Messungen von P. Winiger [1] bis [4] aus den 60<sup>er</sup>-Jahren ergaben für <sup>7</sup>Be ebenfalls im Mittel 100'000 micro-Bq/kg bzw. 20'000 micro-Bq/kg 1000 m über bzw. 1000 unter der Tropopause, wogegen die <sup>137</sup>Cs-Werte damals deutlich höher, dh. zwischen 400 und 4000 micro-Bq/kg lagen.

Die Messung erfolgt im Labor (12 bis 24 h) mit hochauflösender Gammaskpektrometrie (anschliessend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden); die Kalibrierung erfolgt durch zertifizierte Standards in derselben Messgeometrie. Für <sup>137</sup>Cs wird eine Nachweisgrenze von 0.1 mBq/kg erreicht.

Der Vorteil dieses Überwachungsverfahrens ist der erhebliche Zeitgewinn im Falle eines Ereignisses mit einer Radioaktivitätsfreisetzung, indem der Nuklidvektor bereits bestimmt werden kann, bevor sich die Radioaktivität aus der Luft auf Boden und Pflanzen abgesetzt hat.

Gemäss Absprache mit der Luftwaffe werden Sammelflüge im Ereignisfall auf Anforderung durchgeführt, im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen. Die Wartung der Sammelgeräte erfolgt durch das Personal des Militärflugplatzes Payerne gemäss Instandhaltungsanweisung Stufe C, IHA-9001042 der Schweizer Luftwaffe. Die technische Verfügbarkeit liegt bei ca 20 Jahren. Die Stromversorgung von 28 V erfolgt über das Bordstromnetz. Ein-/Ausbau der Filter sowie Fehlerdiagnose erfolgt durch Betreuer bzw. die Piloten in Payerne.

Die Flughöhe für die Sammlung hängt vom Ereignis ab; bei Ereignissen, bei denen die radioaktive Wolke bis in die Stratosphäre aufsteigt werden auch Proben über der Tropopause erhoben, andernfalls darunter. Beim Flug durch eine stark kontaminierte Wolke ist u.U. eine Dekontami-

nation des Sammelgerätes erforderlich, ebenso ist Vorsicht beim Vorbereiten des Filters für die Messung (z.B. Pressen) angezeigt zur Vermeidung einer Kontamination von Arbeitsflächen und Messgeräten. Nach der (zerstörungsfreien) Gamma-Spektrometrie können an den Filtern weitere, z.B. radiochemische Analysen vorgenommen werden.

### Erste Ergebnisse nach Umbau und Neuzulassung

Nach Umbau, Erneuerung (Anpassung an Tiger) und erneuter Flugzulassen in den Jahren 2002–2003 konnten ab 2004 wieder regelmässig Sammelflüge durchgeführt werden. Dazu wurde ein Einsatzkonzept erstellt, das vorsieht, dass im Normalfall 6 Flüge pro Jahr durchgeführt werden, im Ereignisfall auf Anforderung. Erste Resultate sind der Jahre 2004–06 sind auf der Figur 3 zusammengestellt. Sie zeigten <sup>7</sup>Be- und <sup>137</sup>Cs-Messwerte in micro-Bq/kg Luft und ergeben für <sup>7</sup>Be Medianwerte von 100'000 micro-Bq/kg (über der Tropopause) bzw. 20'000 micro-Bq/kg (unter der Tropopause) für <sup>137</sup>Cs 10 bis 100 micro-Bq/kg, in guter Übereinstimmung mit Messungen aus früheren Jahren: Messungen von P. Winiger [1] bis [4] aus den 60<sup>er</sup>-Jahren ergaben für <sup>7</sup>Be ebenfalls im Mittel 100'000 micro-Bq/kg bzw. 20'000 micro-Bq/kg 1000 m über bzw. 1000 unter der Tropopause, wogegen die <sup>137</sup>Cs-Werte damals deutlich höher, dh. zwischen 400 und 4000 micro-Bq/kg lagen. Andere künstliche Radionuklide konnten nicht nachgewiesen werden.



**Figuren 4 bis 9:** Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger (F5E/F)-Flugzeuges der Schweizer Luftwaffe auf dem Militärflugplatz Payerne sowie Detail-Aufnahmen (von vorne und hinten) eines Sammelgerätes.

## Quellen

[1] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Halbleitermessungen von Fallout. Helv. Phys. Acta, Vol. 41/5, pp. 645-649 (1968).

[2] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse von Halbleiterspektren. Helv. Phys. Acta Vol. 42/7-8, pp. 901-902, (1969).

[3] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse hochaufgelöster  $\gamma$ -Spektren und ihre Anwendung auf Spaltfragmentgemische. Helv. Phys. Acta, Vol. 43/6, pp. 693-712 (1970).

[4] P. Winiger, O. Huber, J. Halter und B. Michaud: Konzentrationsmessungen von  $^7\text{Be}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  und jungen Spaltfragmenten an der Tropopause. Tellus Vol. 28/5, 434-441.

[5] s. auch KUER-Berichte der 60<sup>er</sup>- und 70<sup>er</sup>-Jahre.

[6] Erich Riester: «30 Minuten geradeaus fliegen» in der Revue «Schweizer Luftwaffe» 2007, ISSN 1424-9456.



**Verdankungen:** Wir danken dem VBS und der Schweizer Luftwaffe (insbesondere den Piloten des Militärflugplatzes Payerne) für die exzellente Zusammenarbeit bei der Sammlung dieser Luftproben mit Militärflugzeugen während fast 40 Jahren sowie der RUAG Aerospace in Emmen (früher Flugzeugwerk Emmen) bei Umbau und Erneuerung sowie der erneuten Flugzulassung der beiden Sammelgeräte.



**Figuren 4 bis 9: Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger (F5E/F)-Flugzeuges der Schweizer Luftwaffe auf dem Militärflugplatz Payerne sowie Detail-Aufnahmen (von vorne und hinten) eines Sammelgerätes.**

# Kapitel 4.4

## Radioaktivität in aquatischen Systemen

**J. Beer, E. Grieder, I. Brunner**

EAWAG, Abteilung SURF/R, 8600 Dübendorf

### Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich  $^{60}\text{Co}$  und  $^{54}\text{Mn}$  von Mühleberg,  $^{58}\text{Co}$  von Beznau und  $^{137}\text{Cs}$  vom Tschernobylunfall nachgewiesen. Verglichen mit den Vorjahren, sind die Abgaben von  $^{58}\text{Co}$  deutlich geringer. In den Sedimentfallenproben von Hagneck wurde zusätzlich noch vereinzelt  $^{65}\text{Zn}$  gefunden. Im Rhein oberhalb der Aaremündung konnten keine künstlichen Radionuklide festgestellt werden. In Fischen unterhalb von Kernkraftwerken waren  $^{40}\text{K}$  aber keine künstlichen Radionuklide nachweisbar, in Wasserpflanzen  $^{40}\text{K}$  und geringe Spuren von  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  und  $^{137}\text{Cs}$ . Messungen am Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Auch im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine künstlichen Radionuklide gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz dagegen zeigten sechs Monatsproben Spuren von  $^{137}\text{Cs}$  und dreimal  $^{131}\text{I}$  ( $<6.0 \pm 1.0$  Bq/L). Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

#### 4.4.1 Ziele

Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über das Abwasser oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Eine kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität in aquatischen Systemen erlaubt es deshalb, frühzeitig Änderungen in den Abgaben der entsprechenden Betriebe zu erkennen und die Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt, zu bilanzieren.

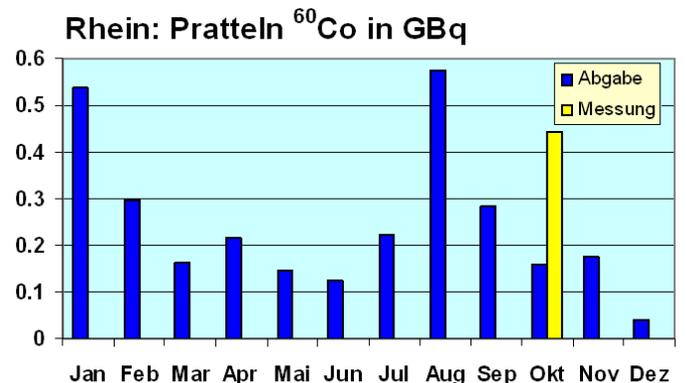
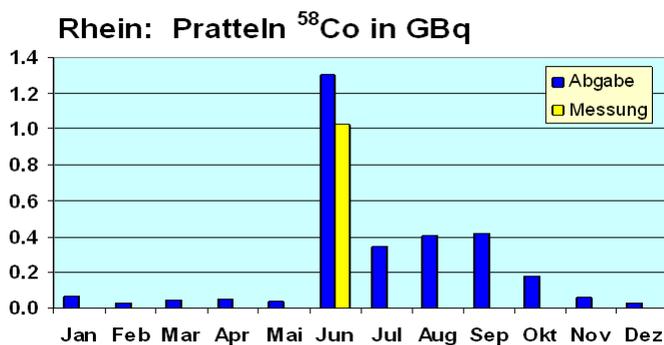
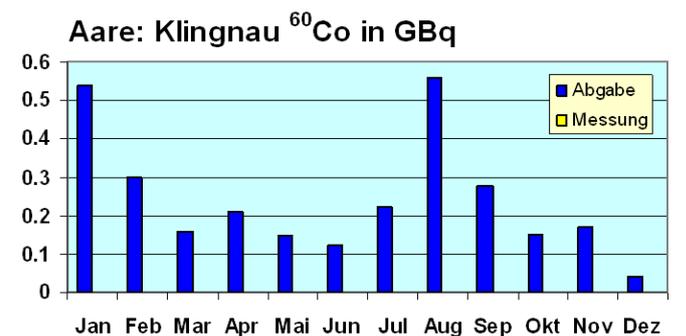
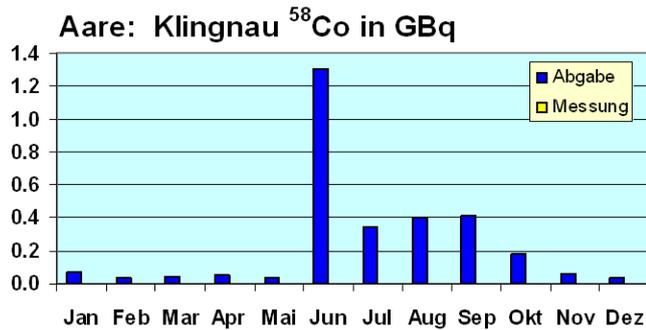
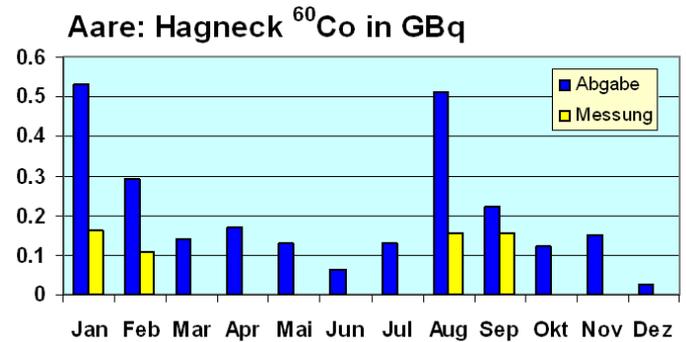
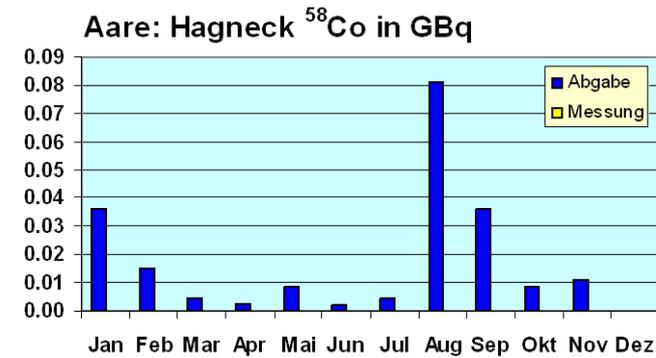
#### 4.4.2 Methoden

Die Aktivitäten aller in unserem Labor gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaskopie bestimmt. 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 gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Rekingen werden direkt gemessen. Die Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird ab 2003 durch das Labor Liebefeld der SUER und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

#### 4.4.3 Kernanlagen

##### **Wasserproben**

Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten abflussproportional gesammelt. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösigen und die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 100L ergibt. Um Verstopfungen der Ansaugleitungen und Beschädigungen durch Treibholz zu vermeiden, wurden in den letzten Jahren die Probenahmenstellen in Pratteln und Klingnau saniert. Sie befinden sich jetzt im Gebäude der Hardwasser AG (Pratteln), resp. auf der Unterseite des Stauwehrs (Klingnau). In Hagneck hat der Umzug ins neu erstellte Probenahmegebäude des BWG ende November stattgefunden.



**Figur 1:** <sup>58</sup>Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (blau) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten (s. Kapitel 8.1). <sup>58</sup>Co stammt zum grössten Teil von Beznau.

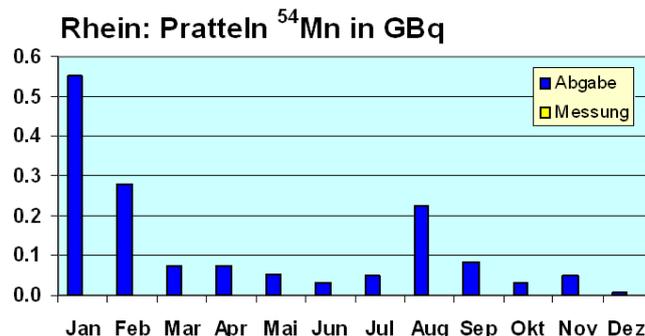
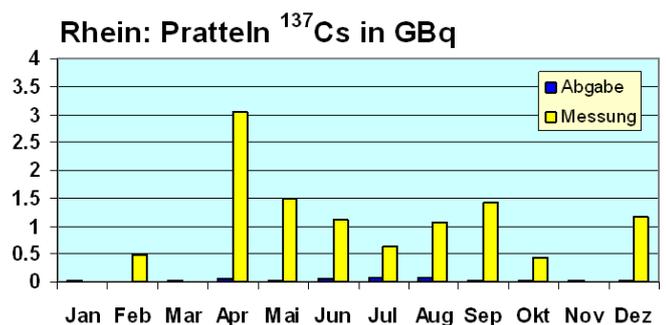
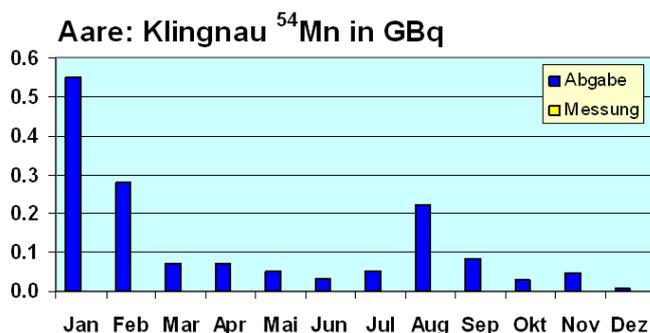
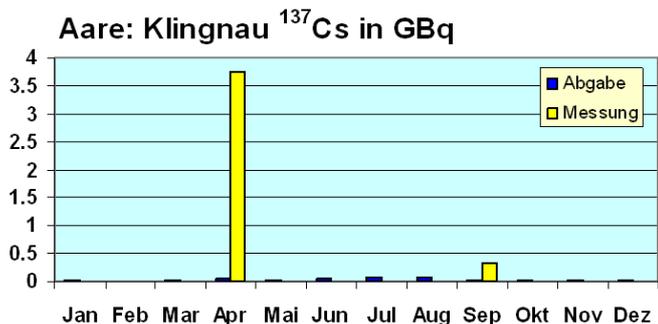
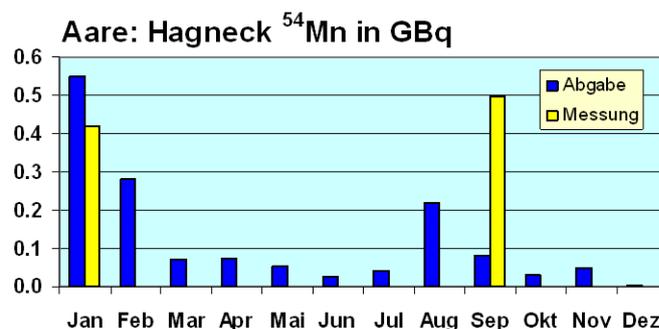
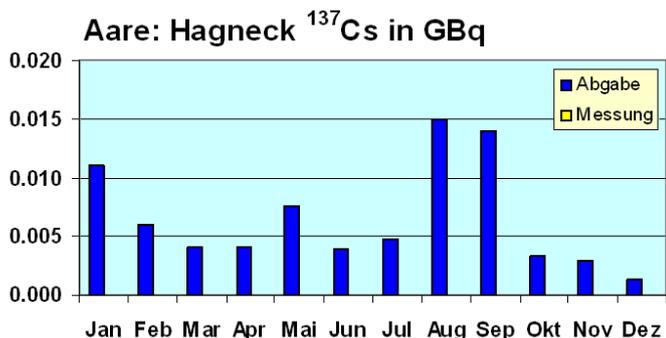
**Figur 2:** <sup>60</sup>Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg und passen sehr gut mit den Messwerten von Hagneck überein, wenn man berücksichtigt, dass ein Teil des <sup>60</sup>Co sedimentiert. Alle übrigen Messwerte liegen unter der Nachweisgrenze mit Ausnahme der Oktoberprobe in Pratteln, die eine Unsicherheit von 50% hat.

Die Figuren 1 bis 4 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahmestationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken abgegebenen Aktivitäten von <sup>58</sup>Co, <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs und <sup>54</sup>Mn zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).

leberg: 6.8.–25.8., Beznau 1: 9.6.–5.7., Beznau 2: 15.8.–25.8.). Aufgrund unserer Messungen haben im Jahr 2006 1.0 GBq <sup>58</sup>Co im Rhein die Schweiz verlassen, was rund 30% der Abgaben entspricht

<sup>58</sup>Co stammt vor allem aus den zwei Kernkraftwerken in Beznau. Die höchsten Aktivitäten wurden in den Sommermonaten gemessen zu den Zeiten der Revisionen (Müh-

Im Gegensatz zu <sup>58</sup>Co stammt das meiste <sup>60</sup>Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August während der Revision und im Januar. Die Übereinstimmung zwischen Abgabe und Messung ist unter Berücksichtigung der Sedimentation in Aare und Bielersee gut.



**Figur 3:** <sup>137</sup>Cs-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass <sup>137</sup>Cs primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.

**Figur 4:** <sup>54</sup>Mn-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg während der Revision im August und im Januar.

Bei den andern Probenahmestationen liegen die Messwerte unter der Nachweisgrenze mit Ausnahme der Oktoberprobe in Pratteln.

im August, September und Januar gemessen. Der relativ hohe Septemberwert von <sup>54</sup>Mn bei Hagneck ist vermutlich auf Resuspension zurück zu führen (Fig. 4).

Im Falle von <sup>137</sup>Cs (Fig. 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Das Phänomen, das früher schon im Rhein beobachtet wurde, ist nun auch dieses Jahr in der Aare wieder sichtbar. Es ist auf die Remobilisierung von <sup>137</sup>Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

Bis Pratteln scheint das meiste <sup>54</sup>Mn jedoch zu sedimentieren.

<sup>54</sup>Mn stammt wie <sup>60</sup>Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die höchsten Aktivitäten wurden nach der Revision

Ausser den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide (z.B. <sup>65</sup>Zn) nachgewiesen, wohl aber natürliche wie <sup>7</sup>Be, <sup>40</sup>K und <sup>210</sup>Pb.

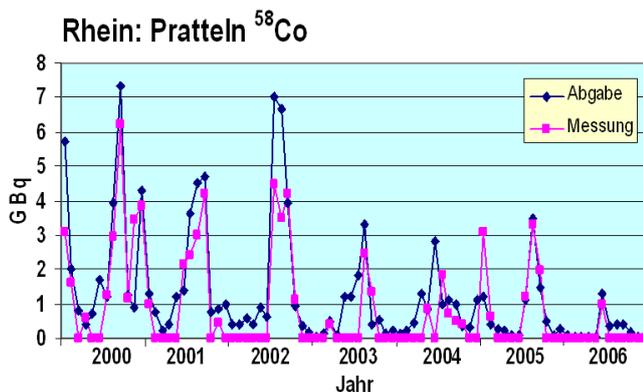
### Jahresgesamtbilanz Pratteln <sup>58</sup>Co

Der langjährige Vergleich von abgegebenem und gemessenem <sup>58</sup>Co zeigt, dass die Messungen gut mit den Abgaben übereinstimmen, wenn man berücksichtigt, dass noch rund 1/3 des <sup>58</sup>Co sedimentiert (Fig. 5). Die Messungen bestätigen ebenfalls den Rückgang in den Abgaben seit 2000.

**Tabelle 1: Vergleich der totalen jährlichen Abgaben von <sup>58</sup>Co mit den im Rhein bei Pratteln gemessenen Aktivitäten in GBq.**

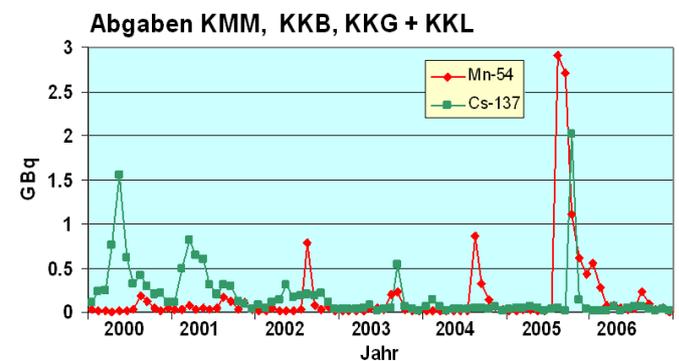
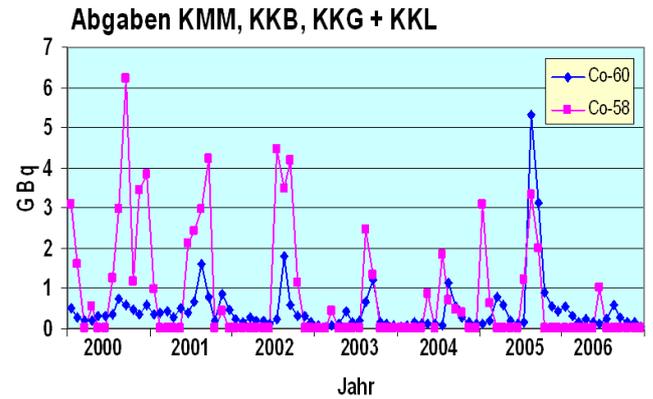
Jahr	Abgabe	Messung	M/A
2000	30.3	24.2	0.80
2001	20.7	13.2	0.64
2002	22.3	13.3	0.59
2003	9.6	4.2	0.44
2004	10.6	4.3	0.40
2005	9.2	10.2	1.11
2006	3.0	1.0	0.34
<b>Total</b>	<b>105.6</b>	<b>70.3</b>	<b>0.67</b>

Tabelle 1 zeigt einen Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen <sup>58</sup>Co Aktivitäten in GBq mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen. Gemittelt über die letzten 7 Jahre haben rund 2/3 des abgegebenen <sup>58</sup>Co die Schweiz verlassen.



**Figur 5: Monatliche Abgaben und Messungen während der letzten sieben Jahre. Es ist klar ersichtlich, dass die Abgaben vor allem im Sommer während der Revisionen erfolgen und über die Jahre stufenweise abgenommen haben.**

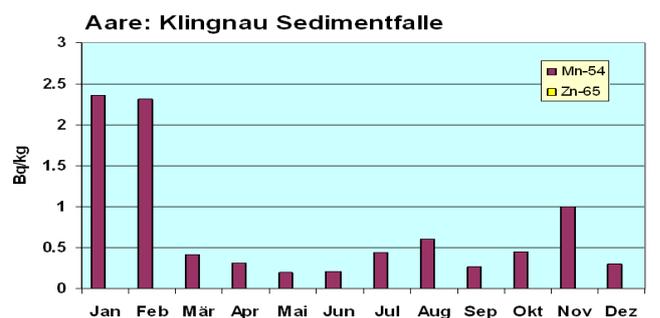
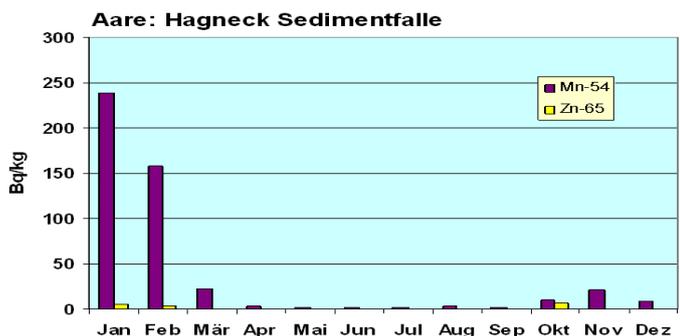
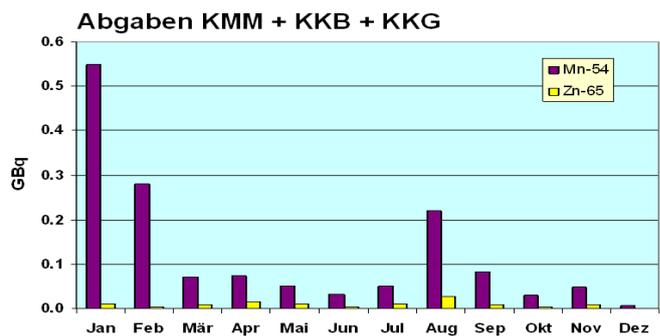
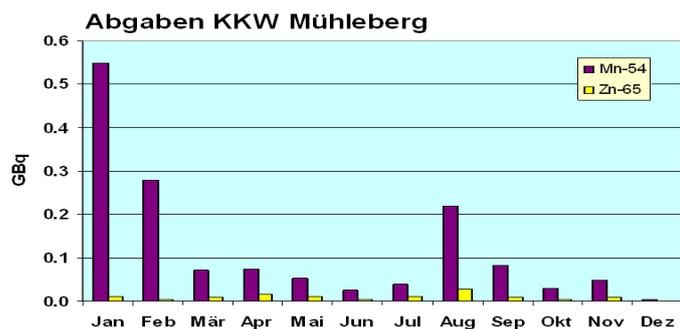
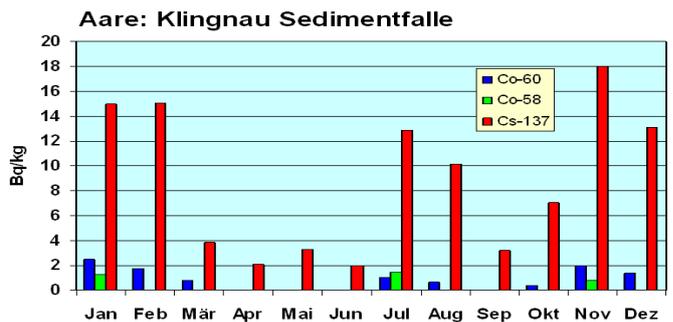
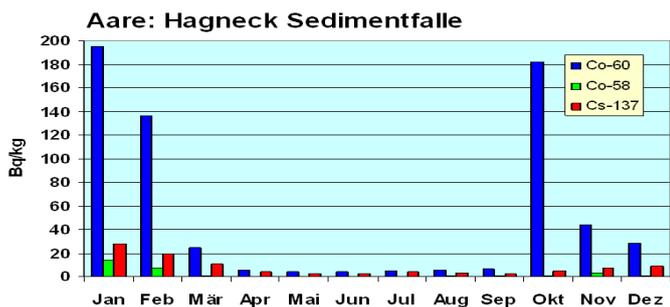
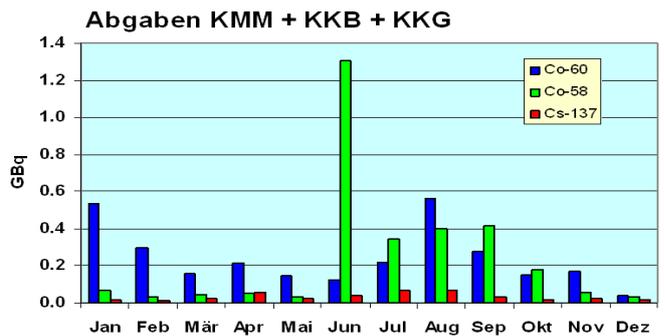
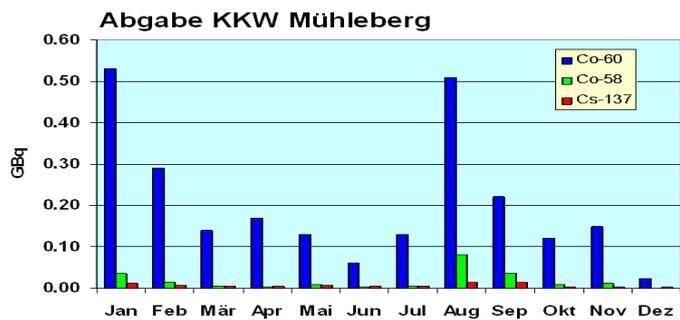
### Jahresgesamtbilanzen aller KKW's



**Figur 6: Monatliche Abgaben aller KKW's während den letzten sieben Jahren. Die Abgaben von <sup>58</sup>Co und <sup>60</sup>Co nehmen tendenziell ab, ausser <sup>60</sup>Co im Jahr 2005. Im Jahr 2006 waren sie besonders tief. Die <sup>54</sup>Mn und <sup>137</sup>Cs Abgaben sind generell tief mit Ausnahme des Jahres 2005.**

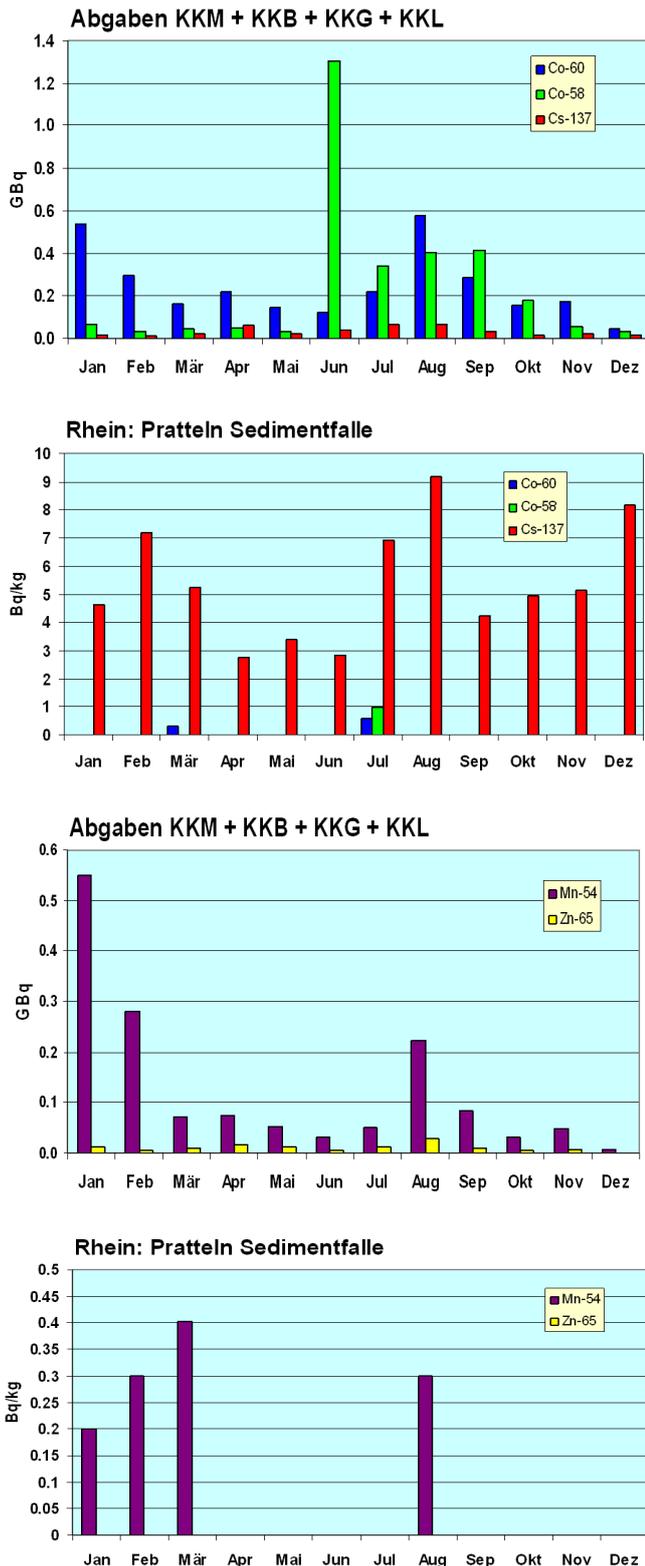
### Sedimentproben

Bekanntlich sind die meisten von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Flieseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Um sich ein qualitatives Bild über diese Sedimentationsvorgänge zu machen, werden an den drei Probenahmestellen in relativ ruhigem Wasser Sedimentfallen ausgesetzt, in denen sich die Partikel ablagern.



Figur 7: Diese Figur besteht aus zwei Teilfiguren, wobei jeweils die obere die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg zeigt und die untere die entsprechenden Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck.

Figur 8: Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem <sup>137</sup>Cs, das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt.



**Figur 9: Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie in Klingnau. <sup>137</sup>Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und <sup>58</sup>Co ist erhöht während der Revision des Reaktorblocks 1 in Beznau. Die <sup>65</sup>Zn Werte liegen wie auch bei Klingnau unter der Nachweisgrenze.**

Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in GBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gefundenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im Juni bis August. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport auch in den folgenden Monaten die Werte in Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Bis auf <sup>137</sup>Cs, das auch aus der Umgebung stammt, zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf.

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von <sup>60</sup>Co und keine von <sup>65</sup>Zn gemessen werden (Fig. 8). <sup>54</sup>Mn zeigt generell eine gute Übereinstimmung. Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei <sup>137</sup>Cs, das, wie bereits erwähnt, auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl Ausfall kontaminiert worden waren.

Auch in Pratteln war <sup>137</sup>Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene <sup>58</sup>Co (Juni bis August) war nur noch im Juli nachweisbar. Die <sup>54</sup>Mn-Werte lagen wieder nur wenig über der Nachweisgrenze. <sup>65</sup>Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden ( $\leq 0,8 - 1,4$  Bq/kg).

### Koordinierte Abgabe

In diesem Jahr wurde wieder eine koordinierte Abgabe durchgeführt. Sie fand gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Beznau am 5. Oktober statt. Innerhalb von 1 Std.35 Min. wurden total 43.75 MBq <sup>58</sup>Co und 7.95 MBq <sup>60</sup>Co in 17.5 m<sup>3</sup> Abwasser in die Aare eingeleitet, die zu dieser Zeit 743 m<sup>3</sup>/s Wasser führte (Fig. 10).

Mit Hilfe des Simulationsprogramms AQUASIM der EAWAG wurde der Transport und die Dispersion für die Flussstrecke bis zur Probenahmestelle beim Wasserkraftwerk Klingnau berechnet. Ab dem Zeitpunkt des erwarteten Durchgangs des Abwassers wurde alle 30 Min. eine Probe von ca. 50 L genommen.

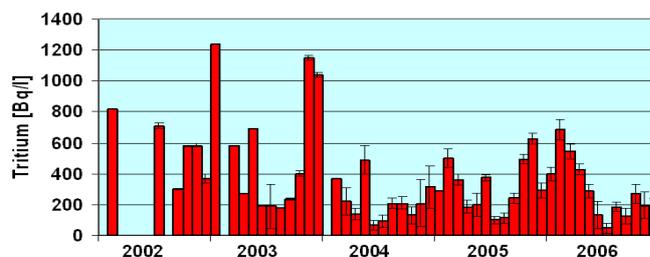
Fig. 10 zeigt den Vergleich zwischen den gemessenen und den berechneten spezifischen Aktivitäten von <sup>58</sup>Co und <sup>60</sup>Co. Während des Versuchs hat die Aare relativ viel Wasser geführt. Deshalb sind die gemessenen Konzentrationen tief. Unter Berücksichtigung dieser erschwerten Bedingungen ist die Übereinstimmung mit den Modellrechnungen als gut zu betrachten.

#### 4.4.4 Andere Betriebe

##### RC Tritec AG / Teufen

Fig. 11 zeigt die Resultate der Tritium Analysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die SUEr gemessen wurde. Der Mittelwert ist im Vergleich mit dem Vorjahr leicht höher.

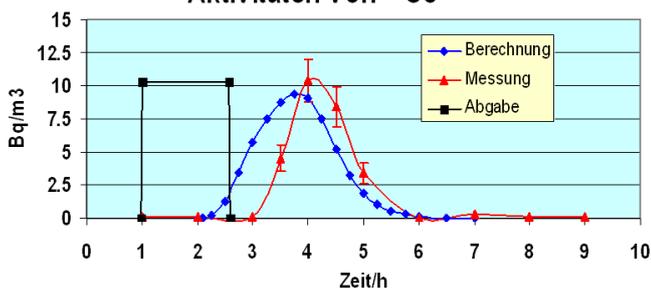
##### Niederschlag Teufen



Figur 11: Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Im Mittel liegen die Messwerte etwas höher als im Vorjahr.

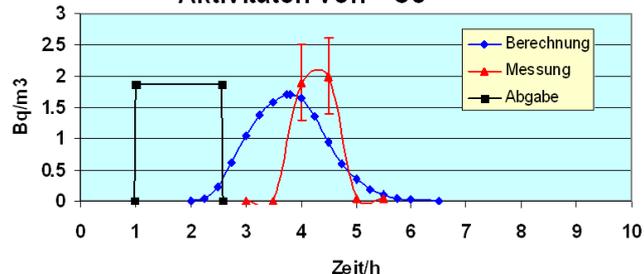
##### Koordinierte Abgabe vom 5.10.2006

##### Aktivitäten von <sup>58</sup>Co



##### Koordinierte Abgabe vom 5.10.2006

##### Aktivitäten von <sup>60</sup>Co



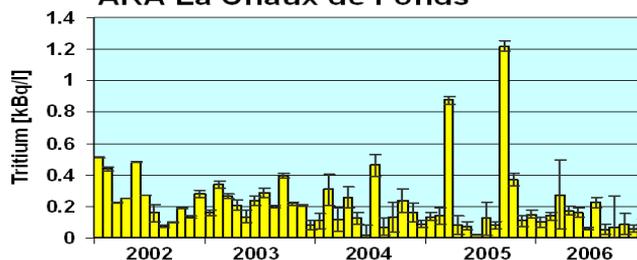
Figur 10: Resultate der koordinierten Abgabe vom 5.10.2006, die gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Beznau durchgeführt wurde. Innerhalb von 1 Stunde 35 Minuten wurden total 43.75 <sup>58</sup>Co und 7.95 MBq <sup>60</sup>Co in 17.5 m<sup>3</sup> Wasser an die Aare abgegeben (Rechtecke).

##### Messungen in der Umgebung von La Chaux de Fonds

In Fig. 12 sind die Tritium Konzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds dargestellt. Der seit längerer Zeit beobachtete Trend zu niedrigeren Werten hat sich auf tiefem Niveau stabilisiert.

Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr etwa 0.95 TBq Tritium abgegeben, gegenüber 1.6 im Vorjahr. Nach Angaben der SUVA wurden in La Chaux-de-Fonds 4.57 TBq Tritium verarbeitet.

##### Gereinigtes Abwasser ARA La Chaux de Fonds



Figur 12: Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA. Die Werte im Abwasser stabilisieren sich weiter auf einem sehr tiefen Niveau. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die SUEr und ab 2003 durch das Labor Liebfeld

##### Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2006 wurden an 2 Stellen Fische aus der Aare untersucht. Drei Rotfedern aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg, eine Barbe aus der Gegend unterhalb Beznau. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei allen wurde natürliches <sup>40</sup>K (300–400 Bq/kg) gefunden. Andere künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

In Moos von Hagneck wurden Spuren von <sup>137</sup>Cs ( $7 \pm 1$  Bq/kgTS), <sup>54</sup>Mn ( $28 \pm 3$  Bq/kgTS) und <sup>60</sup>Co ( $28 \pm 3$  Bq/kgTS) gefunden. In Moos aus dem Klingnauer Stausee etwas <sup>137</sup>Cs ( $7 \pm 2$  Bq/kgTS) und bei Pratteln wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen.

##### Grundwasser

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (24.7.06), Aarberg (27.9.06) und Döttingen (12.6.06) Proben von je 100L genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide ( $\leq 0.3$  Bq/m<sup>3</sup>).

### **Kläranlage Zürich**

Kläranlagen eignen sich besonders, um radioaktive Abgaben von Industriebetrieben und Spitälern festzustellen. Die ARA Werdhölzli in Zürich wird deshalb mit wöchentlichen Proben überwacht. Ausser geringen Mengen von  $^{40}\text{K}$  konnten keine Radionuklide, insbesondere auch kein  $^{131}\text{I}$ , festgestellt werden. In 4-wöchigen Mischproben wurde zusätzlich die Tritiumaktivität gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2006 liegt noch nicht vor.

### **Kehrichtverbrennung**

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben neun positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. In 3 Monatsproben wurde  $^{131}\text{I}$  gefunden (4 bis  $6.0 \pm 0.8$  Bq/l) und in 6 Proben  $^{137}\text{Cs}$  ( $0.1 \pm 0,1$  Bq/l).

### **Oberflächengewässer**

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelt  $^{40}\text{K}$  Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Die Resultate für das Jahr 2006 liegen noch nicht vor. 2005 betragen die Tritiumkonzentrationen im Mittel  $1.22 \pm 0.18$  Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

# Chapitre 4.5

## Radioactivité du sol et de l'herbe

**P. Froidevaux, P. Steinmann, F. Barraud, J. Dlala et F. Bochud**

Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

**S. Estier, A. Gurtner, M. Jungck**

Section de surveillance de la radioactivité (SUEr), Office fédéral de la santé publique, Ch. du Musée 3, 1700 Fribourg

**M. Burger, S. Rölli, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner**

LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

### Résumé

Des échantillons de sol et d'herbe ont été prélevés sur l'ensemble du territoire suisse afin d'en déterminer l'activité en  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$ . Les résultats montrent que l'activité des sols et de l'herbe varie fortement avec des activités relativement faibles pour le plateau suisse, intermédiaires dans le Jura et dans les Alpes, et nettement plus importantes au Tessin. L'origine de ces radioéléments dans l'environnement provient des dépositions consécutives aux essais d'armes atomiques réalisées en atmosphère dans les années soixante et à l'accident de Tchernobyl. Sur un prélèvement de sol de la vallée de la Dischma (Davos) des activités élevées en uranium naturel ont été relevées. La raison en est probablement la réduction de l'uranium(VI), soluble, en uranium(IV), insoluble, par des bactéries metallo-réductrices.

### Introduction

Sur le long terme, le sol peut être considéré comme le réservoir de la radioactivité artificiellement déposée lors des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère et lors de la déposition suite au passage du nuage radioactif consécutif à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl, en 1986. Ces deux épisodes sont les principaux contributeurs à la présence de radioactivité artificielle dans l'environnement en Suisse.

En plus de la radioactivité naturelle, il peut se produire dans l'environnement des accumulations de radioactivité naturelle pouvant présenter un danger potentiel. Par

exemple la nouvelle législation européenne introduira prochainement l'obligation de contrôler les eaux de boisson pour protéger le public d'un risque potentiel d'ingestion d'uranium et de ses filles dissoutes dans l'eau.

Il est maintenant bien connu que U(VI), soluble, peut être réduit en U(IV), insoluble, en milieu naturel ou en milieu reconstitué par des bactéries réductrices. Ces bactéries, notamment *Geobacter metallireducens*, *Shewanella putrefaciens*, *Desulfovibrio desulfuricans*, *Desulfovibrio vulgaris*, *Desulfovibrio baculatum* ou encore *Desulfohalobium* spp, sont capables d'utiliser U(VI) en lieu et place de Fe(III) dans les processus d'oxydation de la matière organique (Sani et al., 2004; Suzuki et al. 2002; Abdelouas et al., 1998). Les expériences réalisées avec ces micro-organismes ont montré que U(IV) précipite sous forme de nano particules d'uraninite ( $\text{UO}_2$ ) insoluble en milieu réducteur. Toutes ces études sont réalisées dans le but de trouver un moyen de procéder à la bio-décontamination de sites contaminés par l'uranium, en immobilisant celui-ci sous des formes insolubles, donc peu susceptible de contaminer les eaux souterraines. Dans un prélèvement du plan de surveillance annuel de l'OFSP (Davos, vallée de la Dischma), nous avons pu mettre en évidence une activité accrue en uranium par rapport à l'activité moyenne en uranium de la croûte terrestre, qui est d'environ 30 Bq/kg. Il est probable que nous nous trouvons dans une situation où la réduction d'uranium d'apport naturel, sur une surface réduite et délimitée, conduit à une contamination potentielle du site par accumulation. Une étude est en cours afin de déterminer l'étendue de la contamination, d'en déterminer l'origine et de proposer une action afin de limiter l'impact sur la population, si nécessaire.

## Résultats de la surveillance

Le tableau 1 présente les résultats obtenus en 2006 dans différents sols de Suisse. La couche analysée est 0-5 cm. Le tableau 2 présente les résultats obtenus dans l'herbe prélevée sur ces sols.

Le  $^{40}\text{K}$  est présent dans tous les sols dans un intervalle de 83 à 960 Bq/kg avec un contenu en potassium faible pour les sols du Jura (max 400 Bq/kg), moyen pour le plateau suisse (300–500 Bq/kg) et relativement élevé pour le Tessin (350–960 Bq/kg). Le contenu en potassium des sols est une donnée importante du transfert du  $^{137}\text{Cs}$  vers la plante. Associé à la présence d'argile, il contribue à diminuer le facteur de transfert sol-plante pour le  $^{137}\text{Cs}$ . En Suisse, le Tessin a été particulièrement touché par l'accident de Tchernobyl et les retombées des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante; ainsi l'activité en  $^{137}\text{Cs}$  des sols atteint facilement 100 à 400 Bq/kg contre 10–50 pour le plateau suisse (30–70 pour le Jura et le Nord des Alpes, avec une exception pour un sol de forêt du Jura vaudois, particulièrement organique, où 1230 Bq/kg ont été mesurés). Il n'est alors pas surprenant que l'herbe y soit plus active qu'ailleurs en Suisse.

Comme attendu, les échantillons en provenance du plateau suisse présentent les activités les plus faibles et il n'a pas été constaté d'effets de la présence des centrales nucléaires sur l'activité des sols et de l'herbe. Les activités déterminées sur les échantillons prélevés au Nord des Alpes et dans le Jura présentent une situation intermédiaire entre le Tessin et le plateau suisse. Les niveaux d'activité en  $^{90}\text{Sr}$  dans les sols sont situés entre 1.8 et 7.9 Bq/kg sur le plateau suisse et entre 4.9 et 18 Bq/kg au Tessin. Comme pour le  $^{137}\text{Cs}$ , le Jura et le Nord des Alpes présentent une situation intermédiaire avec des activités entre 3 et 13 Bq/kg.

Il est à noter que des activités significativement différentes entre les mesures de  $^{90}\text{Sr}$  du LS et de l'IRA ont été constatées en 2006 pour les sites de Diesse, de Gimmelwald et, dans une moindre mesure, d'Allmendhubel et de Fahrni. Comme les valeurs de l'IRA n'étaient pas reproductibles, les activités indiquées dans ce rapport sont celles du LS, qui a entrepris un remarquable travail de validation de ses mesures. Le Tableau 2 présente les valeurs d'activités de l'herbe prélevée sur les sites de mesure de l'activité du sol. Les activités en  $^{137}\text{Cs}$  sont pratiquement partout inférieures à la limite de détection (env. 0.5 Bq/kg), sauf pour les herbes du Tessin où les activités s'échelonnent entre 2 et 15 Bq/kg. Pour le  $^{90}\text{Sr}$  on observe des valeurs s'échelonnant entre 4 et 10 Bq/kg sur le plateau suisse, entre 7 et 49 au Tessin et entre 2.5 et 18 Bq/kg pour le Jura et le Nord des Alpes. Ces valeurs

en  $^{90}\text{Sr}$  sont très variables et vont dépendre fortement du contenu en calcium du sol. Par exemple pour le Jura (site du Sasselet) où les activités du sol en  $^{90}\text{Sr}$  dépassent 10 Bq/kg, l'herbe a une activité faible (2–5 Bq/kg). Ceci est dû au fait que le calcium, nécessaire à la croissance de la plante, est très disponible dans le sol. Le strontium, un analogue chimique du calcium, est ainsi peu accumulé (rapport Sr/Ca faible).

Tableau 1. Activités en  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , Pu et Am dans les sols en Suisse en 2006 (Bq/kg/matière sèche)

Canton/Lieu	n	$^{40}\text{K}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239} + ^{240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
AG (Voisinage KKB)	2	400 - 470	—	25 - 27	$3.4 \pm 0.4$	$0.17 \pm 0.02$	$0.093 \pm 0.009$
AG (KKB in-situ)	2	320 - 410	—	15 - 19	—	—	—
AG (PSI-Oase)	1	$420 \pm 60$	$< 0.6$	$20 \pm 3$	—	—	—
AG (PSI in-situ)	1	$330 \pm 40$	—	$9 \pm 2$	—	—	—
AG (ZWILAG)	1	$450 \pm 60$	$< 0.9$	$14 \pm 3$	$1.9 \pm 0.3$	$0.17 \pm 0.01$	$0.09 \pm 0.01$
AG (ZWILAG in-situ)	1	$370 \pm 50$	—	$13 \pm 2$	—	—	—
AG (Voisinage KKL)	4	350 - 460	—	14 - 18	$2.8 \pm 1.1$	$0.17 \pm 0.01$	$0.08 \pm 0.01$
AG (KKL in-situ)	4	350 - 400	—	9 - 18	—	—	—
AG/SO (Vois. KKG)	4	400 - 470	—	13 - 22	$1.8 \pm 0.5$	$0.25 \pm 0.02$	$0.13 \pm 0.01$
AG/SO KKG in-situ)	4	290 - 360	—	11 - 16	—	—	—
BE (Voisinage KKM)	4	580 - 810	—	10 - 21	$2.1 \pm 0.3$	$0.13 \pm 0.01$	$0.06 \pm 0.01$
BE (KKM in-situ)	4	330 - 610	—	7 - 16	—	—	—
BE (Allmendhubel) <sup>1)</sup>	1	$490 \pm 25$	$< 0.3$	$49 \pm 2$	S: $8.8 \pm 0.6$	$0.98 \pm 0.04$	$0.46 \pm 0.02$
BE (Gimmelwald) <sup>2)</sup>	1	$290 \pm 14$	$< 0.2$	$31 \pm 2$	S: $2.8 \pm 0.2$	$0.50 \pm 0.03$	$0.28 \pm 0.02$
BE (Fahrni) <sup>3)</sup>	1	$470 \pm 23$	$< 0.3$	$15 \pm 1$	S: $4.2 \pm 0.3$	I1: $0.39 \pm 0.03$ I2: $0.54 \pm 0.03$	I1: $0.19 \pm 0.04$ I2: $0.15 \pm 0.02$
BE (Diesse/Jura)	1	$400 \pm 20$	$< 0.3$	$22 \pm 1$	S: $3.1 \pm 0.2$	$0.5 \pm 0.04$	$0.21 \pm 0.02$
BL (Sissach)	1	$485 \pm 100$	$< 1.0$	$24 \pm 2$	—	—	—
FR (Grangeneuve)	1	$510 \pm 80$	$< 1$	$10 \pm 2$	I1: $7.9 \pm 0.8$ I2: $5.7 \pm 0.9$	$0.26 \pm 0.02$	$0.10 \pm 0.01$
FR (Fribourg, in-situ)	2	380 - 400	—	8 - 9	—	—	—
GE (Vois. CERN)	4	450 - 500	—	6 - 21	—	$0.15 \pm 0.01$	$0.079 \pm 0.009$
GE (CERN in-situ)	6	340 - 500	—	4 - 9	—	—	—
GR (Hinterrhein)	1	$540 \pm 80$	—	$210 \pm 30$	—	—	—
GR (Hinterrhein) <sup>4)</sup>	1	$580 \pm 70$	—	$160 \pm 20$	—	—	—
GR (Albula) <sup>4)</sup>	1	$300 \pm 40$	—	$44 \pm 6$	—	—	—
GR (Davos-Dischma)	1	$293 \pm 22$	$< 2$	$37 \pm 1$	$11.1 \pm 0.6$	$1.06 \pm 0.06$	$0.45 \pm 0.02$
TG (Arenenberg)	1	$415 \pm 13$	$< 0.8$	$69 \pm 1$	$3.0 \pm 0.3$	$0.20 \pm 0.02$	$0.09 \pm 0.01$
TI (Rasa-Intragna)	1	I: $589 \pm 17$ TI: $593 \pm 17$	$< 4$	I: $158 \pm 3$ TI: $156 \pm 4$	$18 \pm 2$	$1.20 \pm 0.06$	$0.42 \pm 0.04$
TI (Rodi-Fiesso)	1	I: $351 \pm 12$ TI: $334 \pm 13$	$< 0.8$	I: $50 \pm 1$ TI: $45 \pm 1.5$	I1: $4.9 \pm 0.5$ I2: $6.9 \pm 0.5$	$0.27 \pm 0.02$	$0.11 \pm 0.02$
TI (Novaggio)	1	I: $563 \pm 17$ TI: $482 \pm 13$	$< 1$	I: $50 \pm 1$ TI: $41 \pm 1$	$10.7 \pm 5.7$	$0.13 \pm 0.01$	$0.06 \pm 0.02$
TI (Stabio)	1	$680 \pm 100$	$< 1.5$	$400 \pm 50$	—	—	—
TI (Stabio) <sup>4)</sup>	1	$570 \pm 70$	—	$270 \pm 30$	—	—	—
TI (Caslano)	1	$610 \pm 90$	$< 1$	$230 \pm 30$	—	—	—
TI (Caslano) <sup>4)</sup>	1	$560 \pm 70$	—	$130 \pm 15$	—	—	—
TI (Magadino)	1	$960 \pm 130$	$< 1.5$	$170 \pm 20$	—	—	—
TI (Magadino) <sup>4)</sup>	1	$690 \pm 80$	—	$63 \pm 8$	—	—	—
TI (Coglio) <sup>4)</sup>	1	$560 \pm 70$	—	$300 \pm 30$	—	—	—
TI (Dunzio) <sup>4)</sup>	1	$490 \pm 60$	—	$210 \pm 20$	—	—	—
TI (San Carlo) <sup>4)</sup>	1	$490 \pm 60$	—	$94 \pm 10$	—	—	—
NE (La Ch.-de-Fonds)	2	390-500	—	25 - 27	—	—	—
VD (Grotte des ours / Sol de Forêt)	1	$83 \pm 7$	$0.9 \pm 0.2$	$1230 \pm 12$	—	—	—

n = nombre ; <sup>1)</sup> Alpage ; <sup>2)</sup> Vallée ; <sup>3)</sup> en plaine ; <sup>4)</sup> mesure in-situ: Mesure S = Spiez ; I = IRA ; TI = LC Tessin

**Tableau 2. <sup>7</sup>Be, <sup>40</sup>K, <sup>137</sup>Cs et <sup>90</sup>Sr dans l'herbe en Suisse en 2006 (Bq/kg de matière sèche).**

Canton/Lieu	n	<sup>7</sup> Be	<sup>40</sup> K	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
AG (Voisinage KKB)	4/2*	150 - 350	780 - 990	< 2	< 1.5 - 3.8	5.1 - 7.2
AG (PSI-ZWILAG)	4/2*	120 - 270	660 - 1400	< 4	< 4- 4.3	7.6 - 9.5
AG (Voisinage KKL)	8/2*	80 - 330	540 - 1800	< 3	< 1.5 - 3	3.4 - 4.0
AG/SO (Voisinage KKG)	8/2*	150 - 320	380 - 1300	< 3	< 2 - 2.8	4.4 - 6.4
BE (Voisinage KKM)	8/3*	120 - 340	840 - 2000	< 3	< 3	4.4 - 5.0
BE (Almendhubel) 1)	1	---	489 ± 25	< 0.4	1.55 ± 0.19	18.0 ± 1.3
BE (Gimmelwald) 2)	1	---	640 ± 30	< 0.4	0.36 ± 0.13	2.74 ± 0.19
BE (Fahrni) 3)	2	---	930 - 1120	< 0.4	< 0.3 - 0.63	3.67 - 4.62
BE (Diesse/Jura)	2	---	1030 - 1170	< 0.5	0.45 - 1.1	0.85 - 1.2
BL (Sissach)	1	---	980 ± 190	< 1	3.7 ± 0.4	---
FR (Grangeneuve)	1	250 ± 50	1300 ± 200	< 2	< 4	9.2 ± 0.7
GR (Davos Dischma)	2/3*	177- 179	842 - 997	< 1	< 1	1.9 - 7.4
TG (Arenenberg)	1	177 ± 6	454 ± 16	< 0.6	1.0 ± 0.4	2.7 ± 0.2
TI (Rasa-Intragna)	1	108 ± 11	633 ± 22	< 0.7	10.7 ± 0.7	49 ± 3
TI (Rodi-Fiesso)	1	63 ± 19	770 ± 25	< 1	15.6 ± 0.9	6.9 ± 0.3
TI (Novaggio)	1	< 17	622 ± 21	< 0.8	5.7 ± 0.6	10.1 ± 0.3
TI (Stabio)	1	280 ± 40	1100 ± 150	< 1	2.0 ± 0.7	---
GE (Voisinage CERN)	3	700 - 910	390 - 570	< 3	< 4	---
VD (Sasselet)	2	198 - 207	600 - 877	< 0.9	< 1.2	2.3 - 5.4

x/y\* = nombre d'échantillons pour la mesure gamma/ nombre d'échantillons pour la mesure <sup>90</sup>Sr

### Etude d'un site de la vallée de la Dischma (Davos)

La vallée de la Dischma s'étend sur une surface de 43.3 km<sup>2</sup>, entre Davos (1560 m) au Nord et le col Cuolm S- Chaletta (2606 m) au sud. Géologiquement il appartient à la nappe de la Silvretta (austroalpin) et comprend trois types principaux de roches: orthogneiss: quartz, orthoclase, plagioclase, muscovite (biotite); schistes micacés (paragneiss): biotite, quartz, plagioclase, muscovite, apatite, zircon, titanite, minerai; amphibolites.

Sur le terrain deux types de sols ont été distingués:

- brunisols: brun, non saturé, limoneux, parfois sableux. Végétation: herbes, «pâturage normal» .
- histosols: noir, saturé en eau, riche en matière organique. Végétation: herbes, carex et mousses, aux endroits de résurgence.

Le tableau 3 présente différentes mesures in situ montrant l'inhomogénéité de la présence d'uranium (mesuré par

la ligne à 186 keV de <sup>235</sup>U). On constate d'emblé que les activités sont très supérieures à une activité normale (1-2 Bq/kg en <sup>235</sup>U).

**Tableau 3. Mesures in situ réalisées sur le site de la Dischma (Bq/kg). Les lettres se réfèrent aux emplacement de la fig.1.**

point de mesure	<sup>235</sup> U	<sup>137</sup> Cs
a	571 ± 44	8.4 ± 1
b	1647 ± 9	15.3 ± 2
c	263 ± 30	33 ± 2
d	134 ± 4	19.5 ± 2
e	398 ± 36	21.2 ± 2

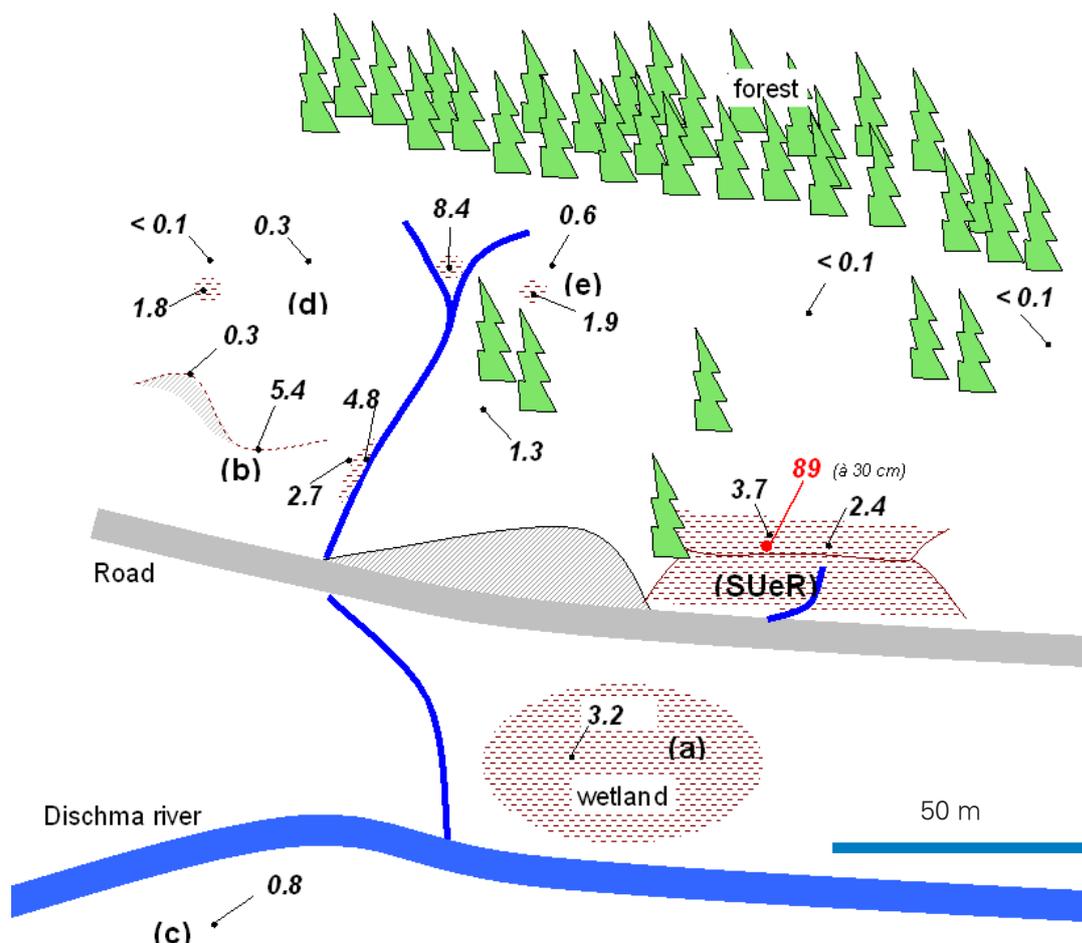


Fig 1: Positions des mesures in situ (lettres) et activités (Bq/kg) déterminées sur des prélèvements du site de Dischma, près de Davos.

Les mesures sur les prélèvements de sols ont confirmé des concentrations très élevées sur le site de prélèvement du laboratoire cantonal des Grisons. La Figure 2 montre les activités d'une carotte prélevée sur ce site (carotte SUEr). Le sol est très marécageux et n'est pas utilisé comme pâturage. Proche de la surface, les activités en  $^{238}\text{U}$  sont de quelques kBq/kg et atteignent un maximum de 90 kBq/kg à une profondeur de 30 cm. Comparé avec la valeur moyenne de la croûte terrestre (22 Bq/kg) cette dernière valeur correspond à un enrichissement d'un facteur 4000. Le site SUEr-Dischma, avec une activité moyenne d'environ 30 kBq/kg sur une profondeur de 60 cm et une densité autour de 0.25, est alors caractérisé par une activité surfacique très élevée en  $^{238}\text{U}$ , de l'ordre de 4.5 MBq/m<sup>2</sup>.

Quatre échantillons d'eau ont été prélevés sur le site étudié. Il s'agit d'un échantillon de la rivière Dischma, d'un échantillon du ruisseau se jetant dans la Dischma à hauteur des points de prélèvement, d'un échantillon provenant du sol du marais entre la route et la rivière ainsi que d'un échantillon issu d'un petit ruissellement de surface passant au travers de la zone active (point SueR) et se jetant sous la route (Tableau 4).

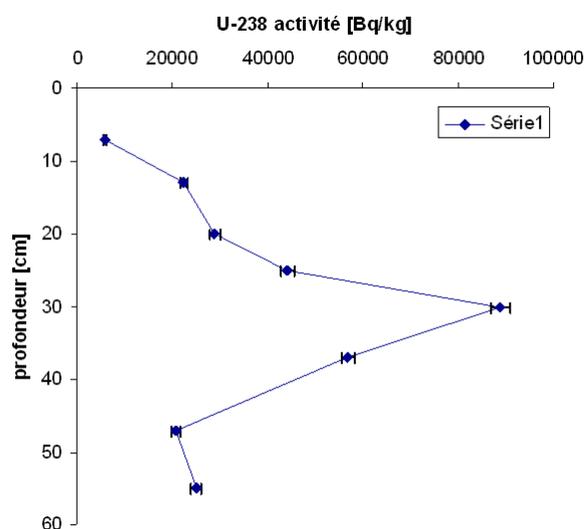


Figure 2: Activités en  $^{238}\text{U}$  dans une carotte du site de prélèvement pour le plan SueR (carotte SUEr).

**Tableau 4. Activités en uranium (mBq/l) des échantillons d'eau prélevés sur le site de Dischma.**

Lieu de prélèvement	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U
Rivière Dischma	27±2	2.1±0.4	27±2
Ruisseau perpendiculaire	34±2	2.2±0.4	35±2
Eau du sol du marais	760±24	44±3	761±24
Ruissellement point SueR	468±16	25±2	467±16

Toutes les eaux mesurées ont une activité inférieure à 1 Bq/l, ce qui en font des eaux d'activité tout à fait normale. Toutefois on remarquera un enrichissement des activités dans la fraction eau du sol du marais et dans le ruissellement traversant le point chaud «SueR-Dischma».

L'hypothèse que l'origine de l'uranium dans les sols du Dischma est une précipitation de l'uranium(IV) depuis les eaux souterraines dans un milieu anoxique est soutenue par les arguments suivants:

- Les sols sont riches en matière organique et souvent marécageux; des conditions réductrices sont alors répandues. Les accumulations de l'uranium les plus importantes se trouvent dans des sols marécageux avec un taux de MO > 50%.
- Une forte odeur de H<sub>2</sub>S est détectée par endroits sur les sites marécageux, laissant présumer la présence de bactéries réductrices de sulfates.
- Dans presque tous les échantillons cet enrichissement en uranium n'est pas suivi par un enrichissement en <sup>226</sup>Ra ni en <sup>232</sup>Th. (Le thorium ne se solubilise pas et le radium n'a pas de chimie redox pour précipiter de préférence dans un milieu anoxique).
- Pour arriver à des concentrations fortement accrues, un milieu réducteur doit se combiner avec un flux élevé d'eau contenant de l'uranium. Ceci semble être le cas dans le point SueR ou l'on observe une résurgence d'eau (en partie captée).

## Conclusions

Les analyses de <sup>137</sup>Cs et de <sup>90</sup>Sr dans le sol et l'herbe en Suisse confirment que la présence de ces deux radioéléments provient essentiellement de la déposition suite aux essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante et de la déposition consécutive à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl en 1986.

Lorsque le système sol-herbe est à l'équilibre, un facteur de transfert pour le <sup>90</sup>Sr  $F_{\text{sol-herbe}}$  de 1.3 kg/kg est une bonne approximation et permet d'estimer l'activité potentielle dans l'herbe à partir d'une mesure du sol.

Les mesures du plan de surveillance de l'OFSP ont permis de mettre en évidence une anomalie d'uranium dans un sol de la vallée de la Dischma, près de Davos. L'hypothèse d'une accumulation d'uranium par réduction bactérienne doit encore être confirmée par une étude détaillée du site en collaboration avec l'institut de microbiologie environnementale de l'EPFL. Les eaux collectées par les agriculteurs de la région seront aussi contrôlées pour déterminer la teneur en uranium et s'assurer qu'il n'y a pas de mobilisation d'uranium depuis ce site.

## Bibliographie

- Abdelouas, A., Lu, Y., Lutze, W., Nutall, H.E., 1998. Reduction of U(IV) to U(VI) by indigenous bacteria in contaminated ground water. *J. Contamin. Hydrol.* 35, 217-233.
- Henderson, G., 2002. Seawater (<sup>234</sup>U/<sup>238</sup>U) during the last 800 thousand years. *Earth Planet. Sci. Lett.* 199, 97-110.
- Sani, R.K., Peyton, B.M., Amonette, J.E., Geesey, G.G., 2004. Reduction of uranium(VI) under sulfate-reducing conditions in the presence of Fe(III)-(hydr)oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 68, 639-2648.
- Suzuki, Y., Kelly, S.D., Kemner, K.M., Banfield, J.F., 2002. Nanometer-size products of uranium bioreduction. *Nature*, 419, 134.

# Kapitel 4.6

## Uran im Trinkwasser <sup>\*)</sup>

### Heinz Surbeck

Centre Suisse d'Hydrogéologie (CHYN), Institut de Géologie et d'Hydrogéologie,  
Université de Neuchâtel, Emile-Argand 11, 2009 Neuchâtel

### Zusammenfassung

Uran ist nur eines der im Grundwasser natürlicherweise vorkommenden radioaktiven Elemente. Seinen momentan schlechten Ruf verdankt es vor allem der Tatsache, dass es seit einigen Jahren viel leichter chemisch zu analysieren ist als zum Beispiel das ebenfalls radioaktive Radium. Zum schlechten Ruf beigetragen hat sicher auch, dass uranhaltige Munition im Balkan und im Irak eingesetzt wurde.

Zwei Artikel im «Gesundheitstipp» vom Juni 2006 und September 2006 mit den Titeln «Giftiges Uran im Mineralwasser» und «Uran aus dem Wasserhahn» sorgten für einige Unruhe bei den Schweizer Mineralwasser-Produzenten und den für die Wasserversorgungen Verantwortlichen. Das CHYN wurde mit Anfragen aus der Wasser-Industrie und der Bevölkerung überschwemmt, da die unverantwortliche Kernaussage beider Artikel war: «Ein einziges Uran-Atom kann Krebs erzeugen». Die folgenden Ausführungen zu den Uran-Isotopen, den Limiten und Empfehlungen und dem Stand der Kenntnisse über das Uran im Schweizer Trinkwasser sollen helfen die Diskussion etwas seriöser führen zu können.

### 4.6.1 Isotope des Urans, Limiten und Empfehlungen ; ein Versuch zur Entwirrung

Alle natürlich vorkommenden Isotope des Urans ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$  und  $^{235}\text{U}$ ) sind radioaktiv. Vom Standpunkte der Radioaktivität her fallen nur  $^{238}\text{U}$  und  $^{234}\text{U}$  ins Gewicht, da in natürlich vorkommendem Uran die Aktivität des  $^{235}\text{U}$  nur bei etwa 5% der Aktivität des  $^{238}\text{U}$  liegt. Die  $^{234}\text{U}$  Aktivität ist aber etwa gleich gross wie die  $^{238}\text{U}$  Aktivität. In Grundwässern ist das  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  Aktivitäts-Verhältnis im Allgemeinen  $> 1$ . Für Schweizer Grundwässer wurden dafür Werte bis etwa 4 gefunden.

Bei der Uranmasse oder chemischen Menge dominiert das  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$  und  $^{235}\text{U}$  tragen wegen ihrer gegenüber dem  $^{238}\text{U}$  wesentlich kürzeren Halbwertszeit weniger als 1% zur Gesamtmasse bei. Bei der massenspektrometrischen

(Standard-) Analyse des Urans werden daher das  $^{234}\text{U}$  und das  $^{235}\text{U}$  «übersehen». Bei der Alphaspektrometrie werden dagegen die Aktivitäten aller drei Uranisotope bestimmt. Die  $^{235}\text{U}$  Aktivität liegt dabei meist unter der Nachweisgrenze.– Zur Umrechnung : 1  $\mu\text{g}$  Uran/l entspricht 12.4 mBq  $^{238}\text{U}/\text{l}$  –

\*) Trink-, Quell- und Mineralwässer werden in der Schweiz seit über zehn Jahren auf natürliche Radionuklide, insbesondere  $^{238}\text{U}$  und  $^{226}\text{Ra}$  untersucht (gewisse Wässer wurden bzw. werden auch auf Arsen analysiert), insgesamt bis heute mehrere Tausend Proben. Die Probenahmen erfolgten in Zusammenarbeit der verschiedenen kantonalen Laboratorien mit dem BAG. Die Messungen wurden und werden zum grossen Teil durch die Abteilung Lebensmittelsicherheit des Bundesamtes für Gesundheit (mittels ICP-MS: Inductively coupled Plasma - Mass Spectrometry), durch die SUER sowie das CHYN (mittels Alpha-Spektrometrie) oder auch direkt durch kantonale Laboratorien durchgeführt. Gewisse der Kampagnen sind bereits abgeschlossen und veröffentlicht (VS: s. Rapport Annuel 2000 du Laboratoire Cantonal du Valais pp. 27-28; GR: s. BAG-Jahresbericht zur Umweltradioaktivität 2004: Kap. 4.5), andere stehen kurz vor dem Abschluss bzw. der Veröffentlichung (ZH, VD, TI, BL) bei andern Kantonen sind die Untersuchungen noch im Gang (FR, SG, AI, AR, SH). Anfragen sind direkt an die jeweiligen kantonalen Laboratorien zu richten, oder an die Abt. Lebensmittelsicherheit des Bundesamt für Gesundheit in Bern (Herr Dr. Vincent Dudler, Tel. 031 322 9568 oder Hr. Max Haldimann 031 322 9558).

Die Aufnahme von Uran in den Körper über das Trinkwasser kann zu einer erhöhten Strahlungsbelastung einzelner Organe, führen. Zum Schutz der Bevölkerung vor unnötiger Bestrahlung gibt es daher in den meisten Ländern, auch in der Schweiz, Limiten für die Urankonzentration im Trinkwasser. Die Schweizer Limite liegt bei 400 µg/l (umgerechnet aus der Aktivitätslimite) und gilt für «flüssige Lebensmittel», also auch für Mineralwasser. Diese Limite ist in der «Fremd- und Inhaltsstoff-Verordnung» (FIV) aufgeführt.

Die EU-Kommission empfiehlt, die maximale jährliche Strahlendosis von 0.1 mSv (milli-Sievert) durch die Aufnahme von Radionukliden aus dem Trinkwasser nicht zu überschreiten. Umgerechnet auf die chemische Menge an Uran sind das etwa 260 µg/l für Erwachsene und 70 µg/l für Säuglinge. Die EU Empfehlung gilt aber nicht für Mineralwässer.

Eine Expertengruppe der Weltgesundheitsorganisation (WHO), die sich mit der Strahlungsbelastung durch Uran im Trinkwasser befasste kam zum Schluss, nachdem ein Unsicherheitsfaktor von 100 berücksichtigt wurde, dass Urankonzentrationen unter 20 µg/l unbedenklich seien. Das heisst, dass auch bei 2000 µg/l noch keine Effekte festgestellt werden konnten.

Aus Tierversuchen ist bekannt, dass hohe Urankonzentrationen im Trinkwasser die Nieren chemisch schädigen können. Epidemiologische Studien bei Bevölkerungsgruppen in Gebieten mit natürlicherweise stark erhöhten Urankonzentrationen im Grundwasser (bis 700 µg/l in Nova Scotia in Kanada) zeigten dagegen keinen signifikanten Einfluss des Urans.

Eine andere Expertengruppe der WHO, die sich mit der chemischen Toxizität des Urans befasste, kam aufgrund der Resultate der Tierversuche ursprünglich auf eine Empfehlung von 2 µg/l. Nachdem falsche Annahmen über den Anteil der Uran-Aufnahme über das Trinkwasser korrigiert wurden, empfiehlt nun die WHO 15 µg/l nicht zu überschreiten.

Beide WHO Gruppen kommen daher schlussendlich etwa zum gleichen Resultat. Das heisst, dass nach Auffassung der WHO unter etwa 20 µg/l sowohl die chemische Toxizität als auch die Radiotoxizität vernachlässigbar klein sind. Die Empfehlung der WHO bedeutet nicht, dass ein Wasser mit mehr als etwa 20 µg/l Uran gesundheitsschädlich ist, dieser Wert sollte nur nicht regelmässig massiv überschritten werden, falls der gesamte Trinkwasserbedarf durch dieses Wasser gedeckt wird.

Bei der Auswertung der gleichen Daten kam die amerikanische Umweltschutz-Behörde (US-EPA) zum Schluss, dass bei Urankonzentrationen unter 30 µg/l Massnahmen wie Sperrung oder Behandlung nicht gerechtfertigt sind. Die US-EPA hat dabei sowohl die chemische Toxizität als auch die Strahlungsbelastung berücksichtigt.

Das deutsche Bundesinstitut für Risikoforschung (BfR) empfiehlt dagegen für die Zubereitung von Säuglings-Anfangsnahrung nur Wasser mit weniger als 2 µg Uran /l zu verwenden. Die Empfehlung stützt sich nicht auf experimentelle oder epidemiologische Daten ab, sondern wird damit begründet, dass zuverlässige Daten fehlten.

Es ist prinzipiell möglich Uran aus dem Wasser zu entfernen. Die Technik dazu ist vorhanden. In Deutschland und Frankreich sind einige Anlagen dafür in Betrieb. Sie werden aber nur für wirklich hoch belastete Grundwässer eingesetzt, da die Behandlung auch unerwünschte Nebenwirkungen hat. Es fällt stark mit Radionukliden der Uran- und Thoriumreihe kontaminierter Abfall an und jede Behandlung erhöht das Risiko einer bakteriellen Kontamination.

Die Grafiken in Fig.1 sind als Hilfe für eine Abschätzung der Jahresdosis durch die Aufnahme der wichtigsten natürlichen Radionuklide gedacht. Sie zeigen auch, dass es nicht sinnvoll ist, nur Uran im Trinkwasser zu analysieren. Die Radium-Isotope haben eine wesentlich höhere Radio-toxizität als die Uranisotope und sind in Schweizer Grundwässern mit bis zu einigen 100 mBq/l zu finden. Der grössere Aufwand für die Analyse der Radiumisotope sollte daher nicht als Vorwand dafür gebraucht werden nur Uran zu bestimmen. Aus aktuellem Anlass sind auch die Dosen durch die Aufnahme von <sup>210</sup>Pb und <sup>210</sup>Po aufgeführt, obwohl beide Elemente in Wässern mit Trinkwasserqualität kaum löslich sind und daher höchstens im mBq/l-Bereich auftreten.

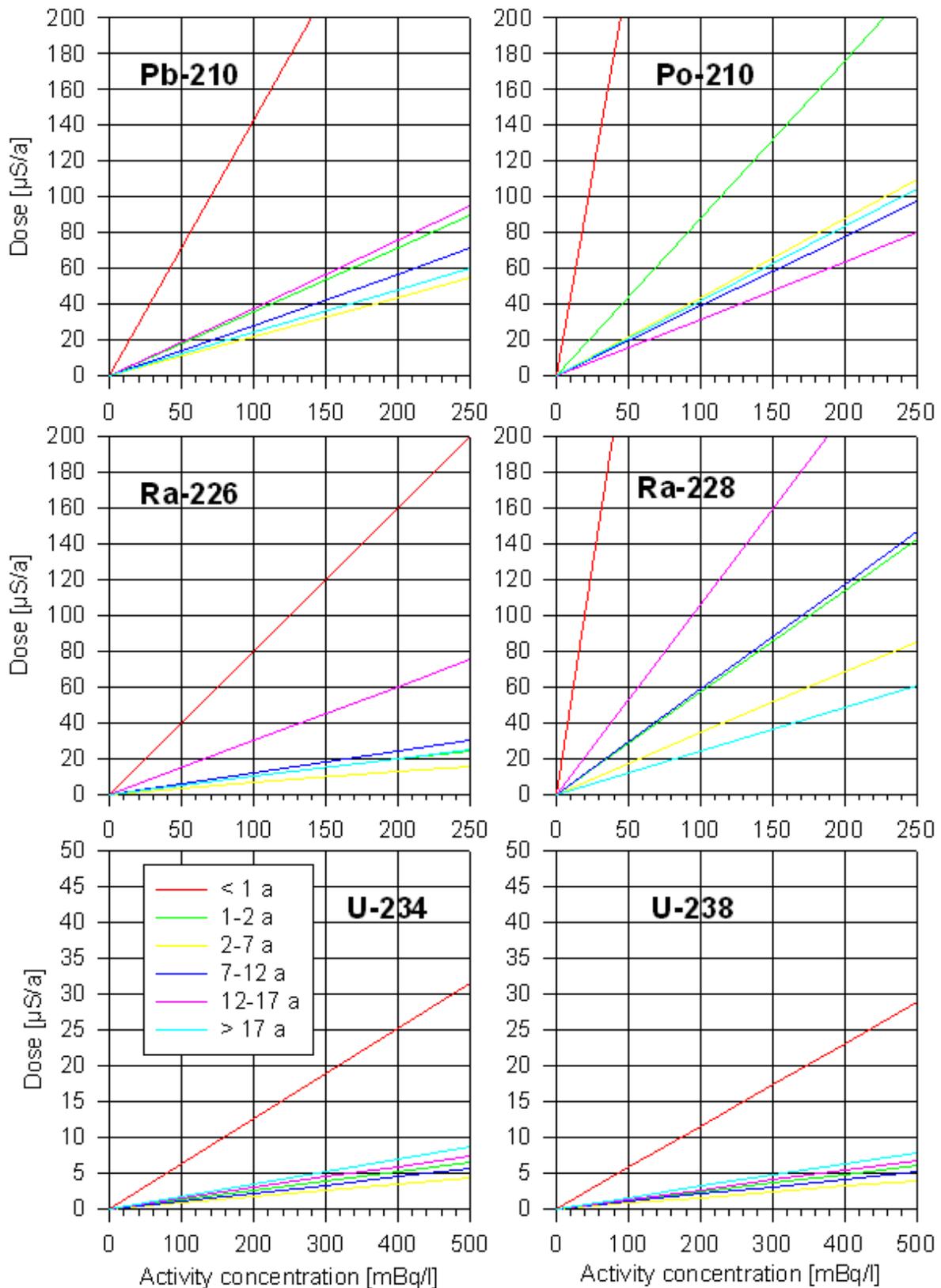
#### 4.6.2 Uran in Schweizer Grundwässern

Erst z.T. publiziert sind im Moment die Daten der Uran-Analysen für etwa 1500 Trinkwasserproben aus der Schweiz. Die Qualität der Daten ist für die verschiedenen Messkampagnen sehr unterschiedlich. Die Häufigkeitsverteilungen sind aber bei allen Messkampagnen ziemlich gut log-normal verteilt mit Median-Werten von 0.5 bis 2 µg/l, je nach Region in der Schweiz. – Der Median ist so etwas wie der Mittelwert, je 50% der Werte liegen ober und unterhalb des Medians – . 2 µg/l, die Empfehlung des BfR werden in 10% bis 50% der Wässer überschritten, 15 µg/l, die Empfehlung der WHO, in 0.2 bis 2% der Fälle. Der höchste je in der Schweiz für ein Trinkwasser gemessene Wert liegt bei etwa 40 µg/l, ein öffentlich zugänglicher Brunnen im Oberwallis.

Die regionale Verteilung der Urankonzentrationen folgt im Wesentlichen dem Muster der Verteilung der bekannten Uranvererzungen in der Schweiz. Tiefe Werte im Jura, im Mittelland und im Tessin und erhöhte Werte bevorzugt in Gebieten mit Sedimenten des Permo-Karbons und in den stark gestörten Randzonen der alten Massive. Das sind vor allem die Gebiete südlich der Rhone im Unterwallis, nördlich der Rhone ab etwa dem Baltschiedertal bis ans Ende des Oberwallis. Uranhaltige Sedimente gleichen Alters finden sich dann wieder östlich des Oberalppasses im Bündner Oberland, vereinzelt im Engadin und südlich des Walensees. Kleine, sehr lokale Uranvererzungen können auch in Gebieten mit generell tiefen Urankonzentrationen zu Ueberraschungen führen, z.B. in der Leventina, aber auch im Mittelland. In den Sandsteinen der Molasse, die einen wesentlichen Teil des Untergrundes des Mittellandes bildet, sind Urananreicherungen in fossilreichen Schichten zu finden, insbesondere an der oft als Grundwasserstauer wirkenden Grenzschicht zwischen der Meeresmolasse und der Süsswassermolasse. Ein Beispiel dafür sind die Urananreicherungen am Mont Vully im Kanton Freiburg und die daraus resultierenden deutlich erhöhten Urankonzentrationen von bis zu 25 µg/l in den Quellwässern dieses Gebietes.

#### Verdankung

Die Überwachung der Schweizer Trinkwässer auf den Gehalt an natürlichen Radionukliden, nicht nur Uran und die Erforschung der Zusammenhänge mit der Geologie, die nun eine gezielte Suche nach hot-spots ermöglicht, wurden seit 2002 durch einen Vertrag des BAG mit dem CHYN finanziert. Sie hat es auch ermöglicht, etwa 100 jungen Hydrogeologen Grundkenntnisse über mögliche Probleme mit natürlichen Radionukliden im Trinkwasser zu vermitteln. Mehrere Dissertationen und Diplom-arbeiten am CHYN haben ebenfalls von dieser Unterstützung durch das BAG profitiert. Im Namen des CHYN möchte sich der Autor für diese Unterstützung bedanken. Ab 2008 wird das Geschichte sein und es ist zu hoffen, dass die Kantonalen Laboratorien die Ueberwachung der Radioaktivität in den Trinkwässern als Teil der Ueberwachung der Qualität der Trinkwässer übernehmen werden.



Figur 1: Jahresdosis bei Ingestion für einige Altersgruppen für die wichtigsten natürlichen Radionuklide im Trinkwasser. Für die Dosisfaktoren wurden die EURATOM-Werte benützt und für die Konsumraten die Daten des Deutschen Bundesamtes für Strahlenschutz. Bei den Säuglingen wird angenommen, dass sämtliche Nahrung mit diesem Wasser zubereitet wird, dass sie also nicht gestillt werden. 15  $\mu\text{g}$  Uran /l entsprechen 186  $\text{mBq}$   $^{238}\text{U}$  / l und 186  $\text{mBq}$   $^{234}\text{U}$  / l, falls  $^{234}\text{U}$  und  $^{238}\text{U}$  im Gleichgewicht sind.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 5 Lebensmittel

<b>Kapitel 5 Lebensmittel</b>	<b>62</b>
<b>Kapitel 5.1 Radioaktivität in den Lebensmitteln</b>	<b>63</b>
Zusammenfassung	63
5.1.1 Messprogramm	63
5.1.2 Ergebnisse der Überwachung	63
5.1.3 Bewertung und Interpretation	65
Quellen	65

# Kapitel 5.1

## Radioaktivität in den Lebensmitteln

**H. Völkle, P. Beuret, S. Estier, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller**

Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

**C. Bajo**

Amt für Verbraucherschutz, Obere Vorstadt 14, 5000 AARAU

**U. Vögeli**

Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 BERN 9

**F. Bochud, P. Froidevaux, Ph. Steinmann, F. Barraud, J. Dlala**

Institut universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

**M. Burger, S. Rölli, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner**

LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

### Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2006 ausser Spuren von  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  und Tritium keine anderen anthropogenen Radionuklide nachweisbar. Bei Wildpilzen ist ein weiterer Rückgang zu erkennen. Infolge der geringen Konsumraten führen diese Aktivitäten zu keinen nennenswerten Strahlendosen. Die künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln verursachte 2006 im Landesdurchschnitt Strahlendosen von etwa 0.002 mSv. Bei hauptsächlich aus Osteuropa importierten Heidelbeeren wurden  $^{137}\text{Cs}$ -Werte bis 482 Bq/kg festgestellt; 19 von 31 Proben waren über den Toleranzwert, jedoch keine über den Grenzwert.

### 5.1.1 Messprogramm

Die Radioaktivität von Lebensmitteln wird in Zusammenarbeit von Bundesstellen und Kantonalen Laboratorien überwacht, deren Mitarbeit hiermit bestens verdankt sei. Die Messungen umfassen die Hauptnahrungsmittel Milch und Getreide, sowie stichprobenweise Wildpilze und Importwaren. Für Radionuklide in Lebensmitteln gelten Toleranzwerte und Grenzwerte gemäss der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) (siehe Tabelle Seite 1.5).

### 5.1.2 Ergebnisse der Überwachung

Künstliche Radionuklide wie Tritium,  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  waren 2006 in Lebensmitteln, ausser in Pilzen, wenn überhaupt, dann nur noch in Spuren nachweisbar.

#### a) Hauptnahrungsmittel

**Milch** (69 Proben): Der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt der Milch lag im Jura und im Mittelland unter der Nachweisgrenze von 1 bis 2 Bq/l. Im Berner Oberland lagen die  $^{137}\text{Cs}$ -Werte zwischen weniger als 0.05 Bq/l (auch bei Sommerfütterung auf der Alp Almendhubel bei Müren), in Davos bei  $< 0.1$  Bq/l. Im Tessin ergaben sich nur noch vereinzelt  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen bis 7 Bq/l (Rasa-Intragna). Für die Milch beträgt der Toleranzwert für  $^{137}\text{Cs}$  10 Bq/l, der Grenzwert 1000 Bq/l.

Beim  $^{90}\text{Sr}$  lagen die Werte im Mittelland und Jura zwischen 0.02 und 0.06 Bq/l, in den Alpen (Müren/BE) zwischen 0.02 und 0.36 (letzter Wert bei Sommerfütterung auf der Alp Almendhubel), in Davos zwischen 0.20 und 0.25 Bq/l und im Tessin zwischen 0.13 und 0.17 Bq/l.

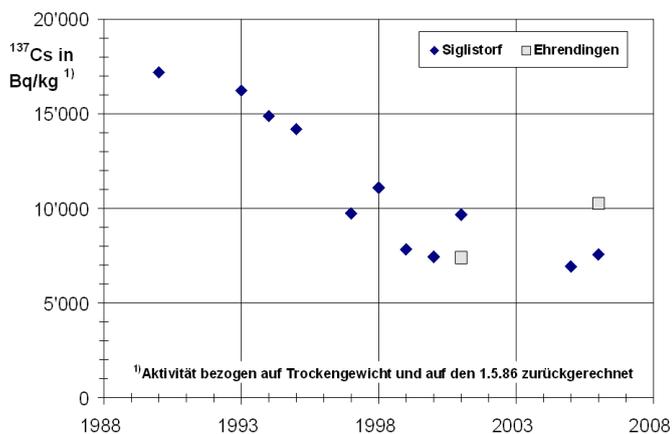
Der mittlere Gehalt des natürlichen  $^{40}\text{K}$  beträgt rund 50 Bq/l, entsprechend 1.6 g K/l ( $^{40}\text{K}/\text{K}_{\text{nat}} = 0.01167\%$ ). Die Resultate der in denselben Gegenden erhobenen Erd- und Grasproben sind im Kapitel 4.3. zusammengestellt.

**Getreide:** 9 Proben aus den Regionen FR, SO, AG, TG, SG, sowie aus der Umgebung der KKW Leibstadt, Gösgen, Beznau ergaben für <sup>137</sup>Cs weniger als die Nachweisgrenze von 0.5 Bq/kg und für <sup>90</sup>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.

**b) Pilze (68 Proben)**

Für **Wildpilze** gilt, bezogen auf Frischgewicht, gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq <sup>137</sup>Cs/kg, der bei den 2006 untersuchten Proben 3 Mal überschritten wurde, bzw. ein Grenzwert von 1250 Bq <sup>137</sup>Cs/kg. Es wurden sowohl einheimische wie importierte Wildpilze gemessen. Die Resultate, bezogen auf das Frischgewicht (bei Messung in getrockneter Form durch Division mit einem Faktor 10 umgerechnet) sind in Tabelle 1 für die einheimischen Pilze zusammengestellt, jene für importierte Pilze in Tabelle 2. Alle, bis auf 3 gemessene Werte\*, lagen unterhalb des Toleranzwertes.

Der seit einigen Jahren festgestellte Trend zur Abnahme bei den am meisten belasteten einheimischen Pilzen Maronenröhrlinge und Zigeunerpilze ist weiterhin feststellbar, siehe Figur 1.



**Figur 1: Zigeunerpilze aus Siglistorf und Ehrendingen (AG), bezogen auf Trockengewicht und den 1.5.1986**

Seit Herbst 1999 wird bei Pilzimporten aus Osteuropa ein Radioaktivitätszertifikat verlangt. Die in grösseren Mengen importierten Pilzsornten sind Steinpilze, Morcheln und Pfifferlinge (*Cantharellus cibarius*).

**Tabelle 1: <sup>137</sup>Cs in einheimischen Pilzen 2006: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht.**

Pilzsornte	Herkunft	Anzahl	Wertebereich
Fichtenreizker (S)	Pfeffingen	1	1490**
Zigeunerpilze	AG	2	474 – 642*
Maronenröhrling	AG	2	39 - 144
Goldröhrlinge	AG	2	62 - 114
Viol. Lacktrichterling	AG	2	46 - 102
Steinpilze	div. Orte	6	1 - 383
Pfifferling	Siglistorf	1	339
Rotfussröhrlinge	Siglistorf	2	10 - 48
übrige Pilze	div. Orte	23	1 – 665*

\* ein Zigeunerpilz aus AG und eine Probe wilde Pilze aus Henschiken lag über dem Toleranzwert

\*\* über dem Grenzwert

(S) Die mit (S) bezeichneten Proben stammen aus der Maturarbeit von Stephan Schön, Basel

**Tabelle 2: <sup>137</sup>Cs in importierten Pilzen 2006: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht**

Pilzsornte	Herkunft	Anzahl	Wertebereich
Maronenröhrling	Schwarzwald	1	254
Pfifferling	div. Länder	12	3 - 247
Steinpilze	div. Länder	13	1 - 72
übrige Pilze	div. Länder	1	1

**c) Importierte Heidelbeeren aus Osteuropa**

Vom den Kantonslaboratorien AG, BS und ZH wurden 31 Proben von importierten Heidelbeeren aus Schweden, Polen, Ukraine, Rumänien, Baltikum, Russland wie auch aus Belgien, Deutschland, Frankreich, Niederland und Kanada (sowie ein Probe von Blaubeeren) bzw. Produkte, die aus solchen Beeren hergestellt wurden (wie Konfitüren, Fruchtaufstrich, Jogurt, etc.) auf Radioaktivität untersucht. Sie ergaben Werte für <sup>137</sup>Cs zwischen < 0.3 und 482 Bq/kg. 19 Proben lagen über den Toleranzwert von 10 Bq/kg für <sup>137</sup>Cs, jedoch keine Probe über den Grenzwert von 1250 Bq/kg. Der Medianwert dieser 31 Proben lag bei 19 Bq <sup>137</sup>Cs pro kg. <sup>90</sup>Sr-Messungen an 2 Proben ergaben Konzentrationen zwischen 0.7 und 2.1 Bq/kg, also in einem Fall knapp über den Toleranzwert für <sup>90</sup>Sr von 1 Bq/kg.



**Figur 2: Häufigkeitsverteilung von 31 Proben von importierten Heidelbeeren, bzw. Heidelbeerenprodukten. Medianwert: 19 Bq/kg; 19 Proben lagen über dem Toleranzwert, jedoch keine Probe über den Grenzwert.**

Die Dosis durch den Konsum dieser Beeren ist allerdings gering, wie die folgende Rechnung zeigt: Nehmen wir an, ein 10jähriges Kind konsumiere während 3 Monaten täglich 20 g der am stärksten mit  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  belasteten Heidelbeeren, d.h. rund 2 kg in diesen 3 Monaten. Die Aufnahme beträgt somit 1000 Bq  $^{137}\text{Cs}$  und 4 Bq  $^{90}\text{Sr}$ . Die zusätzlich Strahlendosis für dieses 10jährige Kind beträgt dann unter Benutzung der Ingestionsdosisfaktoren der Strahlenschutzverordnung 0.01 mSv für  $^{137}\text{Cs}$  bzw. 0.0001 mSv für  $^{90}\text{Sr}$ .

#### d) Tritium in Milch und Gemüse

Milch-, Gemüse- und Früchteproben aus der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE (Juli-August) ergaben im Destillat 14 bis 21 (5 Milchproben) bzw. 21 bis 37 Bq/l (4 Gemüseproben), bzw. 21 bis 123 (5 Früchteproben) Tritium pro Liter Destillat. Der Toleranzwert für Tritium in Lebensmitteln beträgt gemäss FIV 1000 Bq/kg.

Anhand von Gemüseproben aus früheren Jahren konnte der Anteil an organisch gebundenem Tritium zu ca. 10% ermittelt werden. Die Tritium-Emissionen des Betriebes finden sich in Kap. 9.1. Die Abgaben der Monate Juli und August betragen 490 resp. 840 GBq HTO/Monat.

### 5.1.3 Bewertung und Interpretation

Für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch  $^{137}\text{Cs}$  in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Aktivitätsmesswerte meist unter der Messgrenze liegen. Überschreitungen des Toleranzwertes wurden, bis auf die bereits erwähnten Ausnahmen einer Probe, keine mehr festgestellt. Die Strahlendosis durch über die Nahrung aufgenommene künstliche

Radioaktivität ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{14}\text{C}$ ) liegt bei durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten bei etwa 0.002 mSv pro Jahr. Der Beitrag durch  $^{239}\text{Pu}$  und  $^{240}\text{Pu}$  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 rund 0.34 mSv, davon stammen rund 0.19 mSv von  $^{40}\text{K}$  (s. Kap. 6.1.), der Rest von Uran, Radium und Thorium und deren Folgeprodukten, insbesondere  $^{210}\text{Pb}$  und  $^{210}\text{Po}$  (alle zusammen rund 0.15 mSv). Hiervon 0.14 von U, Th und Zerfallsprodukten, 0.01 von von den kosmogenen Radionukliden  $^3\text{H}$  (Tritium),  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{22}\text{Na}$ , sowie vom  $^{87}\text{Rb}$  (0.006 mSv) (Quelle: UNSCEAR). 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.

### Quellen

UNSCEAR: «Sources and Effects of Ionizing Radiation», United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR-2000 Report to the General Assembly, Volume I: Sources. United Nations, New York, 2000.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 6 Menschlicher Körper Chapitre 6 Corps humain

<b>Kapitel 6 Menschlicher Körper Chapitre 6 Corps humain</b>	<b>66</b>
<b>Kapitel 6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2006</b>	<b>67</b>
Zusammenfassung	67
6.1.1 Ziel der Messungen	67
6.1.2 Ergebnisse und Interpretation der <sup>137</sup> Cs-Messungen	67
6.1.3 <sup>40</sup> Kalium-Gehalt des Körpers	68
<b>Chapitre 6.2 Mesure de <sup>90</sup>Sr dans les vertèbres et les dents de lait</b>	<b>69</b>
Résumé	69
Introduction	69
Publication des données de <sup>90</sup> Sr dans les dents de lait depuis 1950 jusqu'à 2000 : la situation en Suisse	69
Procédure de détermination du <sup>90</sup> Sr dans les dents de lait	70
Conclusions	71

# Kapitel 6.1

## Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2006

### **M. Boschung und J. Eikenberg**

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, PSI, 5232 VILLIGEN-PSI

### **Mme. S. Namy. et K. Jeandet**

Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 GENÈVE 4

### **H. Völkle**

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 Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. Im menschlichen Körper ist teilweise noch  $^{137}\text{Cs}$  nachweisbar, das vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Die Messwerte von Gymnasiasten aus Genf ergaben durchwegs Werte für  $^{137}\text{Cs}$  unter der Nachweisgrenze von 10 Bq (weitere Daten: siehe Kap. 3.4).

### 6.1.1 Ziel der Messungen

Im PSI werden Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen dieses Institutes 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 aus Genf handelt es sich um Gymnasiastinnen und Gymnasiasten.

### 6.1.2 Ergebnisse und Interpretation der $^{137}\text{Cs}$ -Messungen

#### **Messmethode**

Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Genf werden mit grossvolumigen NaI-Kristallen in speziell abgeschirmten Messkammern mit Blei- und Eisenabschirmung durch-

geführt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn bis 30 Minuten. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Personen-Phantoms bekannter Aktivität. Am PSI werden Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen dieses Institutes eingesetzt, von denen viele im Kanton Aargau wohnen. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe können auch Personen der Bevölkerung gemessen werden.

Für die Ganzkörpermessungen wird am PSI ein Reinstgermanium-Detektor in einer speziell abgeschirmten Messkammer (mit Blei- und Eisenabschirmung) eingesetzt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa 7 Minuten für die routinemässigen Überwachungsmessungen am PSI. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines personenähnlichen Phantoms bekannter Aktivität.

#### **Resultate**

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2006 am PSI in Villigen 160 Messungen im Ganzkörperzähler durchgeführt. Sie ergaben  $^{137}\text{Cs}$ -Werte bis 100 Bq, wobei 159 der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze von 70 Bq lagen.

Die  $^{137}\text{Cs}$ -Messwerte an 21 Gymnasiastinnen und 19 Gymnasiasten aus Genf (15 – 18-jährige) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 10 Bq. Die Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Basel wurden 2005 eingestellt.

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 sowohl einen höheren Kalium- als auch einen höheren Caesium-Gehalt als Frauen. Ein dauernder Gehalt von 100 Bq  $^{137}\text{Cs}$  im Körper einer 70 kg schweren Person führt zu einer Jahresdosis von ca. 0.003 mSv.

### 6.1.3 $^{40}\text{K}$ -Gehalt des Körpers

Da  $^{40}\text{K}$  ein Gamma-Strahler ist, kann es bei der Ganzkörpermessung ohne zusätzlichen Aufwand mitgemessen werden.

Das in der Natur vorkommende Kalium besteht zu 0.01167% aus dem radioaktiven Isotop  $^{40}\text{K}$ . Der durchschnittliche  $^{40}\text{K}$ -Gehalt beträgt bei 20–30-jährigen Männern ca. 4500 Bq und bei gleichaltrigen Frauen ca. 3000 Bq und nimmt danach bis zum Alter von 70 Jahre um etwa 10 bis 20 Prozent ab. Kalium befindet sich vor allem im Muskelgewebe und damit ist der Kalium-Gehalt proportional zur Muskelmasse. Aus den langjährigen Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten aus Genf und Basel kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.9 g Kalium (20 – 80%-Perzentile: 1.6 – 2.1 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3300 Bq) und bei den jungen Männer 2.4 g K (20 – 80%-Perzentile: 2.0 – 2.6 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4600 Bq).

Die tägliche Kaliumzufuhr beträgt etwa 3.3 g d.h. rund 100 Bq  $^{40}\text{K}$ . Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche  $^{40}\text{K}$  beträgt bei den untersuchten Gymnasiasten etwa 0.19 mSv (0.17 bei den Frauen und 0.21 bei den Männern). Gemittelt über alle Altersgruppen liegt der Wert infolge Abnahme des K-Gehaltes mit dem Alter etwas tiefer, gemäss UNSCEAR: 0.17 mSv/Jahr. Da bei diesen Messreihen auch Grösse und Gewicht der untersuchten Personen erfasst wurden, konnte aus den Daten abgeleitet werden, dass der Kalium-Gehalt mit zunehmendem Body-Mass-Index ( $\text{BMI} = \text{Gewicht}/\text{Grösse}^2$  [ $\text{kg}/\text{m}^2$ ]) leicht abnimmt. Das hängt damit zusammen, dass der BMI proportional zum Anteil Fettgewebe ist und damit umgekehrt proportional zur Muskelmasse und somit zum Kalium-Gehalt.

# Chapitre 6.2

## Mesure de $^{90}\text{Sr}$ dans les vertèbres et les dents de lait

**P. Froidevaux, P. Steinmann, F. Barraud, J. Dlala, F. Bochud**

Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

### Résumé

Des mesures de la concentration en  $^{90}\text{Sr}$  normalisée à la masse de calcium de l'échantillon (ci-après  $^{90}\text{Sr}$  Bq/ g Ca) ont été effectuées sur des échantillons de dents de lait et de vertèbres humaines. Pour ces deux types d'échantillons, la valeur de ce rapport approche 0.030 Bq/ g Ca. L'enseignement principal à tirer de ces mesures est que le  $^{90}\text{Sr}$  est toujours présent dans notre environnement mais que sa présence dans l'organisme est très faible et atteint une valeur d'équilibre proche de 0.030 Bq/g Ca. La période de décroissance de l'activité de  $^{90}\text{Sr}$  dans l'organisme humain se rapproche de plus en plus de sa période physique de 29.5 ans.

### Introduction

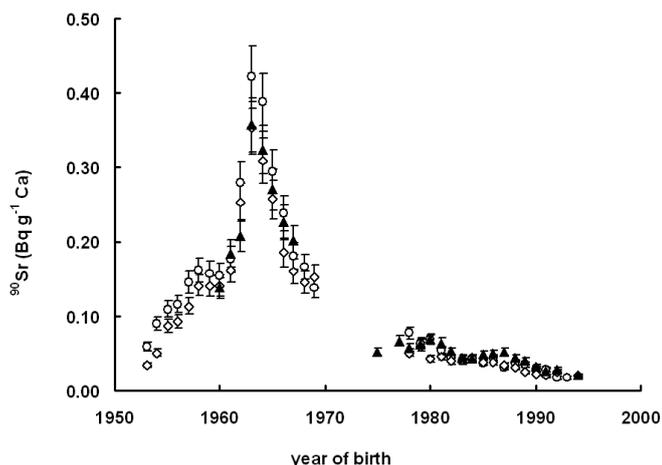
Depuis 1960, l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (IRA) détermine le  $^{90}\text{Sr}$  dans les vertèbres humaines et les dents de lait afin d'évaluer la contamination de la chaîne alimentaire par ce radioélément particulièrement radiotoxique, suite aux essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère par les Etats-Unis et l'ex-Union Soviétique. En effet le  $^{90}\text{Sr}$ , en tant que cation alcalino-terreux, se comporte de manière similaire au calcium. Ainsi il peut être transféré du sol, dans lequel il s'est déposé dans les années soixante, vers les plantes, et le lait. Ensuite il est métabolisé par l'organisme humain et se dépose préférentiellement dans les tissus calcifiés, comme les vertèbres et les dents de lait. Les vertèbres sont choisies comme indicateur de la contamination du squelette car ce sont des os particulièrement spongieux, échangeant rapidement le calcium avec le plasma sanguin. Le prélèvement de vertèbres sur des personnes décédées dans l'année en cours permet de déterminer le niveau de contamination de la chaîne alimentaire par le  $^{90}\text{Sr}$  [1].

Les dents de lait représentent un autre type de tissu calcifié.

Elles sont une extension du squelette dans laquelle le  $^{90}\text{Sr}$  s'accumule, principalement dans la couronne de la dent. La formation de la couronne se produit déjà in utero et se poursuit durant la période d'allaitement. La détermination du  $^{90}\text{Sr}$  s'effectue lorsque la dent de lait tombe d'elle-même, entre 6 et 12 ans, les incisives tombants en premier et les secondes molaires en dernier [2]. La mesure des dents de lait donne donc une indication rétroactive de la contamination de la chaîne alimentaire de la mère, à l'époque de la naissance de l'enfant. L'information reste néanmoins précieuse et est très bien acceptée par le public.

### Publication des données de $^{90}\text{Sr}$ dans les dents de lait depuis 1950 jusqu'à 2000 : la situation en Suisse

L'institut de radiophysique appliquée a publié en 2006 un article dans la littérature spécialisée sur les mesures de  $^{90}\text{Sr}$  dans les dents de lait en Suisse, de 1950 à 2000 [3]. Ces mesures montrent que le  $^{90}\text{Sr}$  passant dans la chaîne alimentaire de la mère au moment de la grossesse est également incorporé dans les tissus calcifiés du fœtus. Suivant le profil de déposition de  $^{90}\text{Sr}$  dans l'environnement en Suisse suite aux essais des bombes atomiques réalisés en atmosphère on observe un maximum d'activité dans les dents de lait pour les enfants nés en 1964. Suite au traité d'interdiction des essais nucléaires en atmosphère (1963) l'activité en  $^{90}\text{Sr}$  des dents de lait a rapidement décru de manière exponentielle avec une période d'environ 10 ans (Figure 1). Dans cette publication il est expressément fait mention du soin à apporter à l'analyse de  $^{90}\text{Sr}$  dans les dents de lait afin de produire des résultats parfaitement fiables et utilisables. C'est pourquoi nous donnons dans ce travail les détails de la méthodologie analytique pour ces mesures très spécifiques.



**Figure 1** Activités (Bq/g Ca) en  $^{90}\text{Sr}$  dans les dents de lait en Suisse mesurées pour des enfants nés de 1950 à 1995. cercle : Tessin ; losange : Lausanne ; triangle noir : Zürich

### Procédure de détermination du $^{90}\text{Sr}$ dans les dents de lait

Un minimum de 5 dents (mais au moins 5 g de cendres) provenant d'enfants nés la même année dans la même région est utilisé pour une détermination. Après retrait des amalgames (si nécessaire) les dents sont calcinées à 600°C pendant 24 heures puis broyées en fine poudre dans un mortier. 5 ml d'un entraîneur de Sr (0.5 M) sont ajoutés aux cendres et celles-ci sont dissoutes dans 25 ml de  $\text{HNO}_3$  8M. Après dilution avec de l'eau jusqu'à 250 ml (et filtration si nécessaire) un aliquote de 3 ml est prélevé pour l'analyse du calcium par absorption atomique. On ajoute ensuite à la solution du carbamate d'ammonium jusqu'à pH 8-9 pour initier la précipitation des carbonates alcalino-terreux. Après centrifugation les carbonates sont dissout dans  $\text{HNO}_3$  8M et la solution obtenue est diluée par  $\text{H}_2\text{O}$  jusqu'à 500 ml. On ajoute alors 125 ml d'une solution d'EDTA 0.5 M et le pH est soigneusement ajusté à 4.6. La solution est pompée sur une colonne de chromatographie d'échange cationique (AG50w-x8, 50 ml). Le calcium et le magnésium sont élués par CyDTA (0.09M, pH 5.5) jusqu'au saut de pH 4.6→5.5 dans l'éluat. Le strontium est alors élué dans un bécher annoté par 300 ml de CyDTA 0.075 M à pH 6.5. Cette solution est ensuite ajustée à pH 4.2 et pompée sur une colonne de chromatographie d'échange cationique (AG50w-x8, 8 ml). La colonne est lavée par 80 ml d' $\text{H}_2\text{O}$  et le strontium est élué par 100 ml d'une solution de citrate de sodium (0.2 M, pH 7.5) directement dans un flacon contenant 6 ml d' $\text{HCl}$  et 5 ml d'un entraîneur d'yttrium (0.0225 M). Cette solution est conservée au frigo durant au moins deux semaines jusqu'au retour de l'équilibre séculaire entre l'activité de  $^{90}\text{Sr}$  et celle de sa fille,  $^{90}\text{Y}$ . La solution est ensuite ajustée à pH 2 et pompée sur une colonne de chromatographie d'échange cationique (AG50w-x8, 8 ml).

La colonne est lavée par  $\text{NaCl}$  0.75 M jusqu'à ce que le pH de l'éluat atteigne un pH de 4. Ensuite l'yttrium est élué par 100 ml de malonate de sodium (0.25 M). Le strontium est élué par 125 ml de  $\text{NaCl}$  4 M et cette solution est dosée par absorption atomique pour la détermination du rendement chimique en strontium. L'oxalate d'yttrium est précipité à chaud de la solution de malonate par 9 ml d'une solution alcoolique d'acide oxalique (12g / 60 ml) et filtré sur filtre Milipore GSWOP02400. La source est ensuite comptée par bloc de 4 heures (25 blocs) dans un compteur proportionnel à flux de gaz bas bruit de fond Tennelec LB 4100 ( $\epsilon=0.5$ ). Le rendement en yttrium est ensuite déterminé par titrage complexométrique (EDTA) avec détection photométrique du PE. En utilisant cette méthode, on atteint une limite de détection pour 5 g de cendres de dents de lait de 5 mBq/g Ca.

**Tableau 1.**  $^{90}\text{Sr}$  (Bq/g Ca) dans les dents de lait mesurées en 2006

Prélèvement	Année de prélèvement	Années de naissance	$^{90}\text{Sr}$
Vaud	2004-2005	1988	0.033±0.006
Vaud	2004-2005	1989	0.039±0.006
Tessin	2004-2005	1990	0.037±0.006
Zürich	2004-2005	1991	0.022±0.005
Vaud	2004-2005	1993	0.016±0.006
Zürich	2004-2005	1996	0.015±0.004
Tessin	2005-2006	1992	0.042±0.002
Tessin	2005-2006	1995	0.033±0.004
Vaud	2005-2006	1992	0.039±0.004
Vaud	2005-2006	1992	0.030±0.003
Zürich	2005-2006	1992	0.035±0.004
Zürich	2005-2006	2001	0.025±0.004
Tessin	2005-2006	1994	0.031±0.006
Zürich	2005-2006	1995	0.030±0.008
Zürich	2005-2006	2000	0.037±0.004
Vaud	2005-2006	1994	0.017±0.003

**Tableau 2.  $^{90}\text{Sr}$  (Bq/g Ca) dans les vertèbres mesurées en 2006**

Lieu de prélèvement	Année de décès	$^{90}\text{Sr}$
Vaud (IUP Lausanne)	2005	0.019±0.018
Vaud (IUP Lausanne)	2005	0.056±0.010
Vaud (IUP Lausanne)	2005	0.032±0.011
Vaud (IUP Lausanne)	2005	0.042±0.006
Vaud (IUP Lausanne)	2005	0.033±0.010
Vaud (IUP Lausanne)	2005	0.102±0.007 <sup>a)</sup>
Tessin (IP Locarno)	2004	0.031±0.003
Tessin (IP Locarno)	2006	0.023±0.005
Tessin (IP Locarno)	2006	0.006±0.004
Tessin (IP Locarno)	2006	0.047±0.007
Tessin (IP Locarno)	2006	0.025±0.006
Tessin (IP Locarno)	2005	0.024±0.008
Moyenne		0.031±0.01

<sup>a)</sup>valeur non prise en compte dans la moyenne. Les vertèbres proviennent peut être d'une personne ayant suivi une thérapie à  $^{90}\text{Y}$ , qui contient un peu de  $^{90}\text{Sr}$ .

## Conclusions

Les mesures de  $^{90}\text{Sr}$  dans les dents de lait et les vertèbres humaines sont particulièrement indiquées lors de suivi de la contamination de la chaîne alimentaire par le  $^{90}\text{Sr}$  et de son impact sur l'être humain. Parmi tous les radioéléments susceptibles de se retrouver dispersés dans l'environnement suite à un accident impliquant la fission nucléaire, il est l'un des plus mobiles et le seul suivant le métabolisme du calcium, crucial chez les mammifères. L'analyse des données récoltées par l'IRA pendant plus de 40 ans montre que la contamination des dents de lait et des vertèbres humaines a suivi les dépositions atmosphériques de  $^{90}\text{Sr}$  faisant suite aux essais nucléaires. Les mesures ci-dessus montrent toutefois qu'actuellement la chaîne alimentaire contient du  $^{90}\text{Sr}$  mais à des activités extrêmement faibles et que le  $^{90}\text{Sr}$  est transféré aux parties calcifiées du corps humain.

## Littérature

[1] Ignatiev, E.A., Lyubashevskii, N.M., Shishkina, E.A., Romanyukha, A.A. EPR dose reconstruction for bone-seeking  $^{90}\text{Sr}$ . Appl.Radiat.Isot. 1999, 51, 151-159.

[2] Annals of the ICRP, 25(2), 1995. ICRP Publication 70 "Basic Anatomical and Physiological Data for use in Radiological Protection: The Skeleton."

[3] P. Froidevaux, J.-J. Geering, J.-F. Valley.  $^{90}\text{Sr}$  in deciduous teeth from 1950 to 2002: The Swiss experience. Sci. Tot. Environ. 2006, 367, 596-605.

## 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 et ceux des cabinets dentaires scolaires des cantons de Vaud, Valais, Tessin et Zürich.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 7 Messung von Spezialnukliden Chapitre 7 Mesures de nucléides spéciaux

<b>Kapitel 7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85</b>	<b>73</b>
Zusammenfassung	73
7.1.1 Kohlenstoff-14	74
7.1.2 Kernkraftwerk Leibstadt	76
7.1.3 Kernkraftwerk Gösgen	77
7.1.4 Kernkraftwerk Mühleberg	78
7.1.5 Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	78
7.1.6 Region Basel	79
7.1.8 Probenaufarbeitung	83
7.1.9. Krypton-85 ( <sup>85</sup> Kr)	84
7.1.10 Argon-37 ( <sup>37</sup> Ar)	85
7.1.11 Tritium ( <sup>3</sup> H)	85
<b>Chapitre 7.2 Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement</b>	<b>89</b>
Résumé	89
7.2.1 Introduction	89
7.2.3 Conclusions	93

# Kapitel 7.1

## Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85<sup>1)</sup>

**Th. Stocker, H. Bürki, R. Fischer, H. Loosli, M. Möll, V. Oberteufer, R. Purtschert und U. Schotterer**  
Abt. Klima und Umweltp Physik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 Bern

**F. Cartier und J. Löhle**

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 Villigen-HSK

**H. Sartorius, C. Schlosser und S. Schmid**

Bundesamt für Strahlenschutz, Rosastrasse 9, D-79098 Freiburg im Breisgau

**J. Eikenberg, R. Siegwolf**

Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen-PSI

### Zusammenfassung

Das Schwergewicht des Berichts liegt auch für das Jahr 2006 beim <sup>14</sup>C. Neben der Überwachung von <sup>14</sup>C-Immisionen in der Umgebung von Emittenten (Kernenergie, Industrie), erlaubt dieses Nuklid interessante Schlüsse über den Kohlenstoff-Transport und die Kohlenstoff-Bilanz in einem Baum im Laufe eines Tages und im Laufe eines Jahres.

An der Referenzstation blieb der  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert mit  $64 \pm 3\%$  etwa gleich hoch wie in den beiden Vorjahren (Figuren 1 bis 3). In grosser Entfernung von <sup>14</sup>C-Emittenten und quer zur Ausbreitungsrichtung wurden damit übereinstimmende Werte zwischen 45 und 70% gemessen (Figuren 7, 11, 12, 13, 16).

In der Nahumgebung der Kernkraftwerke und des PSI wurde die Langzeitüberwachung fortgesetzt (Figuren 5, 6, 8, 10, 12); die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte waren gegenüber denjenigen der Referenzstandorte ähnlich erhöht wie in den früheren Jahren. Maximal gemessene Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte betragen beim KKL 122%, KKG 67%, KKM 73%, KKB und PSI 28% (Figuren 4, 7, 9, 11).

Auch in Basel beim Gelände der Firma Roche (Werk Solitude) und demjenigen der Novartis (Werk St.Johann) zeigten sich ähnliche <sup>14</sup>C-Erhöhen in den Baumblättern wie in früheren Jahren (Figuren 16, 18), mit einem maximalen Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von 125% bei der Firma Roche und 190% im Areal der Firma Novartis. Neu wurden aber im Jahre 2006 an zwei Stichproben auch Erhöhungen im Areal der Firma Syngenta (Werk Rosenthal) bis 200% nachgewiesen (Figur 13). Möglicherweise befindet sich an diesem Standort eine zusätzliche Emissionsquelle (Emissionen der Basler Betriebe siehe auch Kapitel 9.1).

Mit verschiedenen Waschverfahren (Figur 21) wurde versucht, die auf Blätter abgelagerte Aktivität (Figur 14) zu entfernen (Figuren 15, 17, 22).

Eine zusätzliche <sup>14</sup>C-Aktivität von 100% in Lebensmitteln führt nach UNSCEAR 1988 zu einer hypothetischen maximalen (effektiven) Dosis von ca. 1 micro-Sv/a. Alle Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivitäten, die in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke und der lokalen Emissionsquellen in Basel gemessen wurden, betragen höchstens 200% und führen also zu zusätzlichen Dosen im micro-Sv-Bereich. Dies fällt im Vergleich mit der natürlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung nicht ins Gewicht (ca. 3mSv/a).

1) Die vorliegenden Überwachungsmessungen werden gemeinschaftlich finanziert durch das BAG, das PSI, die HSK und privatwirtschaftliche Partner (NOVARTIS, Roche, Syngenta und Valorec, Basel). Das Radiokarbonlabor an der Universität Bern wird durch den Schweizerischen Nationalfonds unterstützt.

Ein weiterer Schwerpunkt für  $^{14}\text{C}$ -Messungen war im Jahre 2006 die Überwachung der Kehrlichtverbrennungsanlagen Bern und Thun. Alle Messwerte zeigten aber den Suess-Effekt, also eine Verdünnung des atmosphärischen  $^{14}\text{C}$ -Gehaltes mit  $\text{CO}_2$  aus fossilen Treib- und Brennstoffen (Figuren 19, 20).

Die  $^{85}\text{Kr}$  Messungen in Wochenproben vom Jungfrauoch und von Stichproben in Bern zeigten einen troposphärischen Grundpegel von ca.  $1.4\text{Bq/m}^3$  und dazu überlagert Erhöhungen bis  $4\text{Bq/m}^3$ , die auf Emissionen von europäischen Wiederaufbereitungsanlagen zurückgeführt werden können (Figuren 23, 24).

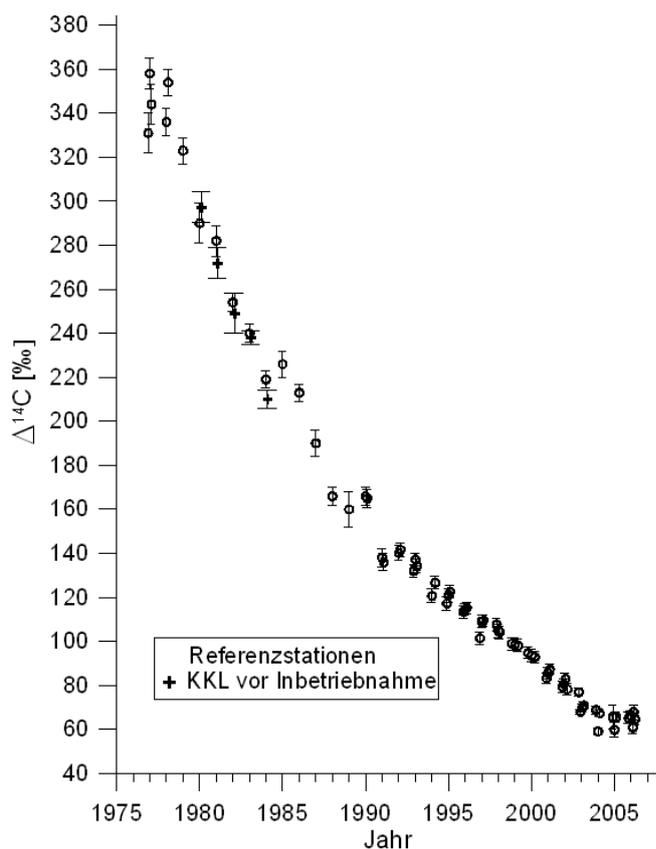
Die Strahlendosis von  $^{85}\text{Kr}$  ( $\beta$ -Dosis der Haut und  $\gamma$ -Dosis) ist vernachlässigbar. Die Bedeutung von  $^{14}\text{C}$  und  $^{85}\text{Kr}$ -Messungen liegt also neben dem Strahlenschutz resp. der Überwachung primär darin, dass mit diesen Nukliden Umweltprozesse untersucht und besser verstanden werden können. Darunter fallen Bilanzen und Gleichgewichte, Ausbreitung und Verdünnung und Vergleiche zwischen Messungen und Modellrechnungen.

Im Bericht 2006 wird wieder einmal auf die Bedeutung von  $^{37}\text{Ar}$  hingewiesen (Figur 25), weil dieses Nuklid eine unterirdische Kernexplosion am eindeutigsten nachweisen kann. Allerdings zeigten 4 Argon-Proben, die im Laufe von 5 Wochen nach der Testexplosion in Nordkorea vom 9. Oktober 2006 aus Bern-Luft abgetrennt wurden, keine Erhöhungen; die gemessenen  $^{37}\text{Ar}$ -Aktivitäten (zwischen 0.7 und  $1.9\text{mBq/m}^3$  Luft, dh. 0.007 bis 0.013 DPM pro Liter Argon) können auch mit der durch die kosmische Strahlung (natürlich) in Luft erzeugten Aktivität erklärt werden.

Die  $^{37}\text{Ar}$ -Messungen in Troposphärenluft sollen an der Uni Bern, Abteilung Klima- und Umweltphysik, fortgesetzt werden, weil weltweit nur in diesem Labor so präzise Resultate erhalten werden, und weil eine Universität völlige Transparenz garantiert, insbesondere in der neutralen Schweiz.

### 7.1.1 Kohlenstoff-14

Figur 1 zeigt die in unserem Labor für die letzten 30 Jahre bestimmten  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Buchenblättern, die an unbeeinflussten Standorten gesammelt wurden. Die kontinuierliche Abnahme des atmosphärischen  $^{14}\text{CO}_2$ -Gehaltes



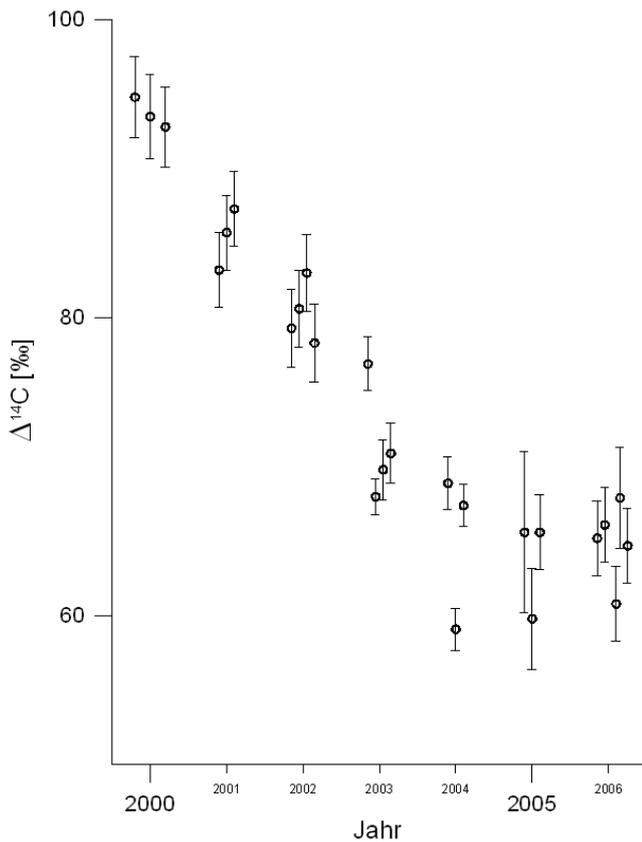
**Figur 1:  $\Delta^{14}\text{C}$  Konzentrationen in Buchenblättern von den Referenzstationen<sup>2)</sup>**

ist einerseits darauf zurückzuführen, dass das atmosphärische  $\text{CO}_2$  ständig mit dem  $\text{CO}_2$  des globalen Ozeans im Austausch ist, so dass die durch die Kernwaffentests in den 60er Jahren produzierte zusätzliche  $^{14}\text{C}$ -Aktivität langsam in die Ozeane verschwindet. Der steigende Anteil von fossilem  $\text{CO}_2$  führt andererseits zu einer zusätzlichen Abnahme der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität. Dieser sogenannte "Suess-Effekt" spielt aber nicht nur global eine Rolle, sondern die Abgabe von fossilem  $\text{CO}_2$  aus Heizungen und Verkehr kann auch lokal zu tieferen  $^{14}\text{C}$ -Aktivitäten als an unbeeinflussten Referenzstationen führen.

Im Jahre 2006 ergab eine Mittelung von 9 Messwerten der Referenzstation einen  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von 64%. Dieser Standort Taanwald befindet sich auf dem Längenberg in der Nähe von Rüeggisberg, ca. 20km südlich von Bern. Die zugehörigen  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte lagen zwischen -29.7 und -33.1‰, je mit einem Messfehler von 0.2‰.

In Figur 2 sind die abnehmenden  $\Delta^{14}\text{C}$ -Resultate der letzten 7 Jahre dargestellt, während die Figur 3 die praktisch gleich bleibenden Einzelresultate von Proben enthält, welche im Lauf des Jahres 2006 gesammelt wurden.

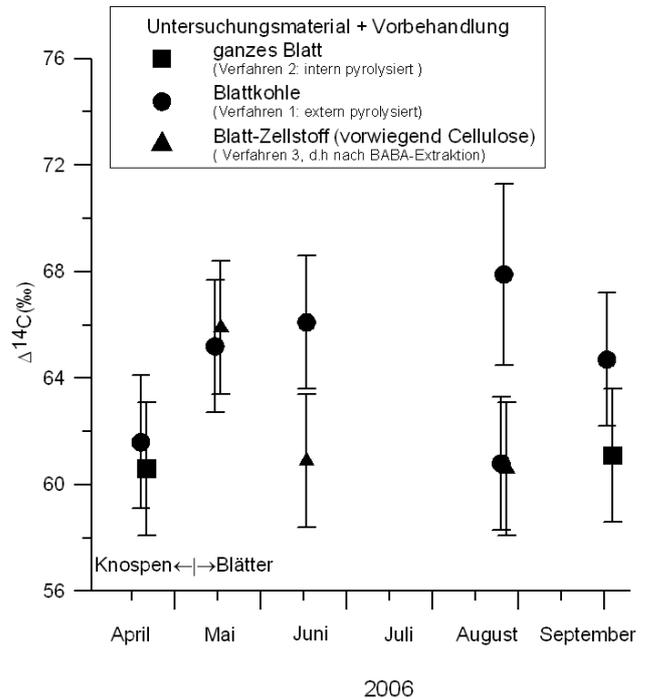
2) Die  $\Delta$ -Notation korrigiert mit Hilfe der gemessenen  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert die Isotopenfraktionierung durch Pflanzen und gibt die relative  $^{14}\text{C}$ -Aktivität der Probe (in ‰) an als Differenz zu einem zerfallskorrigierten Standard-Wert (Radiocarbon 19 (1977) 355).



**Figur 2:  $\Delta^{14}\text{C}$  Konzentrationen in Buchenblättern von den Referenzstationen**

Figur 2 ist ein Ausschnitt der Figur 1, welcher die Messwerte der letzten 7 Jahre mit ihren Messfehlern zeigt. Der Rückgang der  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte verläuft anfänglich (d.h. bis 2005) ungefähr linear mit der Zeit, während die Messwerte des Berichtsjahres 2006 etwa gleich hoch sind wie in den beiden vorangegangenen Jahren; diese liegen nämlich bei etwa 65%. Dies kann als Hinweis dafür angesehen werden, dass das Modell einer linearen zeitlichen Abnahme zu einfach ist. Zu erwarten ist ja mit der Zeit eine verlangsamte Abnahme.

Die statistische Messunsicherheit des  $\Delta^{14}\text{C}$ -Mittelwertes von 64% für das Jahr 2006 beträgt 1.4%. Aus der Figur ist aber ersichtlich, dass natürliche Variationen im  $\Delta^{14}\text{C}$ -Gehalt von Blättern deutlich grösser sind. Deshalb wurde zu der Berechnung der in den folgenden Figuren dargestellten Netto-Erhöhungen<sup>3)</sup> eine Messunsicherheit von  $2\sigma$ , d.h. von  $\pm 3\%$  verwendet. Aus den insbesondere in den letzten Jahren beobachteten Variationen folgt zudem, dass kleine Differenzen in der Grössenordnung von 5 bis 10% nicht überinterpretiert werden dürfen.



**Figur 3:  $\Delta^{14}\text{C}$  Konzentrationen in Knospen und in Blättern von Buchen an der Referenzstation Taanwald**

Die Referenzstation Taanwald befindet sich ca. 20km südlich von Bern auf dem Längenberg in der Nähe von Rüeggisberg, abgelegen von Emittenten von künstlichem  $^{14}\text{C}$  und vom Verkehr.

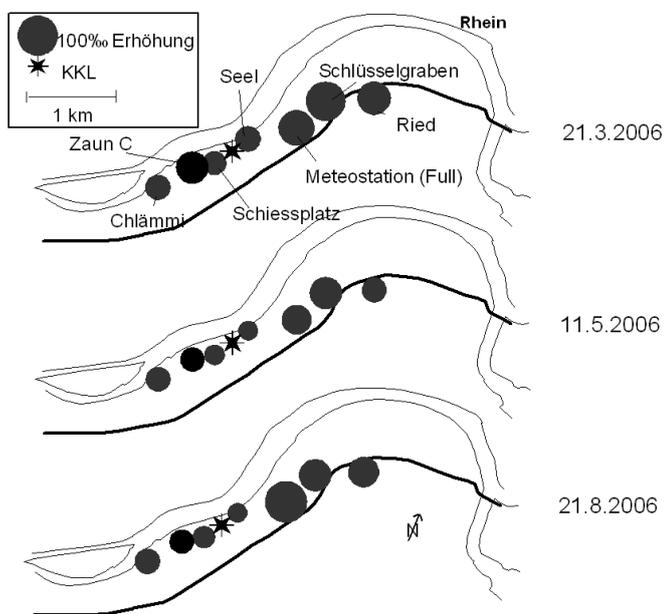
Knospen und Blätter zeigen an der Referenzstation keinen Jahresgang und keine systematischen Unterschiede der Aufbereitungsverfahren (vgl. Figur 21 mit der Beschreibung der 3 Verfahren, die in der Legende zu Figur 3 nur in Stichworten beschrieben sind). Insbesondere sind für die Blätter der Referenzstation keine Verluste durch das Abpumpen der Pyrolyse-Gase (externe Pyrolyse) oder durch die Behandlung mit Säure und Base (BABA) zu erwarten und auch nicht zu beobachten, wie dies bei Standorten der Fall ist, wo Aktivität auf die Blattoberfläche abgelagert ist. Auch sind an der Referenzstation keine Unterschiede von Ast zu Ast zu erwarten.

Die Resultate zeigen, dass die 3 in unserem Labor angewandten Verfahren äquivalent und reproduzierbar sind. Sie zeigen aber auch, dass an der Referenzstation die  $^{14}\text{C}$ -Aktivität in verschiedenen Blattkomponenten (z.B. Gerüst, Blattflüssigkeit, Cellulose) gleichmässig verteilt ist. Ferner ist ersichtlich, dass die  $^{14}\text{C}$ -Aktivität des vorangehenden Jahres (in den Knospen) nicht wesentlich anders war als im Berichtsjahr (in den Blättern).

<sup>3)</sup>Als «Netto- $\Delta^{14}\text{C}$  Wert» wird die Differenz zwischen dem  $\Delta^{14}\text{C}$  Wert am Ort der Probenahme und dem  $\Delta^{14}\text{C}$  Wert an der Referenzstation bezeichnet.

### 7.1.2 Kernkraftwerk Leibstadt

Im Jahre 2006 wurden in den beiden Hauptwindrichtungen 6 Mal eine Serie Blattproben erhoben; drei davon sind in der Figur 4 dargestellt. In den folgenden beiden Figuren sind in den Zeitreihen einige Ergebnisse dargestellt, die in der Figur 4 noch nicht enthalten sind.



**Figur 4: Netto- $\Delta^{14}\text{C}$  Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL) für Probenahmen im März, Mai und August**

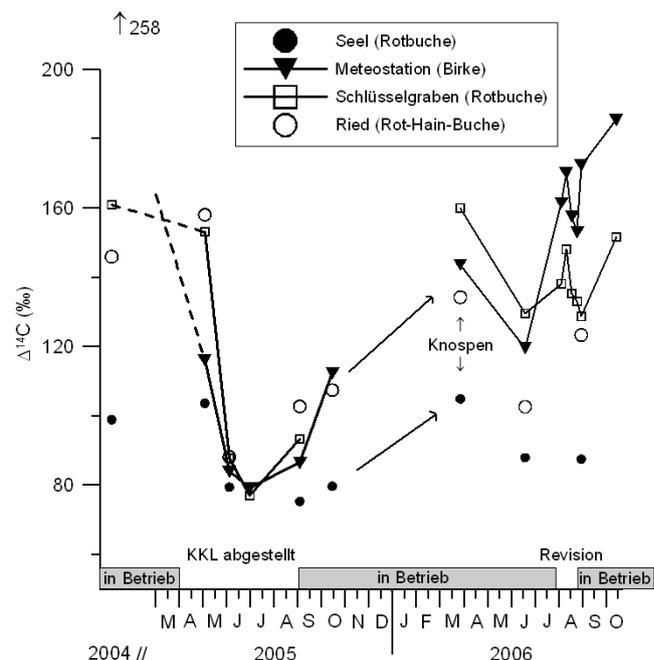
Wie die Figur 4 zeigt, bleiben die Verteilung und die Beträge der Netto-Aktivität von den Knospen (vom 21.3.) bis zu den Herbstblättern (vom 21.8. resp. 4.10.) etwa gleich. Insbesondere sind die gemessenen Aktivitäten in kleiner Entfernung (bis einige 100m, an den Standorten Seel und Schiessplatz) kleiner als an den kritischen Aufschlagpunkten in 500 -1000m Distanz. Dies ist in Übereinstimmung mit Ausbreitungsmodellen. Die früher abgeschätzten Verdünnungsfaktoren von ca.  $5 \cdot 10^{-7} \text{ s/m}^3$  konnten somit auch aus der 2006 bestimmten Aktivität bestätigt werden.

Der höchste Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert wurde im Jahr 2006 in neu gewachsenen Birkenblättern am Standort Meteostation gemessen und ergab 122%, in ähnlicher Grössenordnung wie in früheren Jahren. Die berechneten zusätzlichen Dosen sind für die Kernkraftwerke in der Einführung angegeben.

Wesentliches Ergebnis der Messwerte an Blättern aus dem Jahre 2006 ist die Feststellung, dass die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte den Level von 2004 und früheren Jahren wieder erreicht haben. Daraus kann man schliessen, dass die Emissionen

etwa wieder gleich hoch sind wie früher; die Reduktion war ja im Jahr 2005 infolge des langen Betriebsunterbruches des KKL an allen Standorten an den tiefen  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten sichtbar.

Auch früher zeigten Blätter vom Standort Meteostation schon die grössten Erhöhungen; in den Jahren 2000 bis 2003 lagen die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte der beprobten Birke zwischen 180 und 320%, während die Blätter von den Stationen Schlüsselgraben, Ried und Seel  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte zwischen 100 und ca. 200% aufwiesen. Neu gebildete Blätter erlauben der Birke im Gegensatz zu anderen Baumarten rasch auf Änderungen zu reagieren. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die kurzfristige Reduktion der Werte an den Standorten Meteostation und Schlüsselgraben im Monat August 2006 auf den Stillstand während der Revisionsarbeiten zurückzuführen ist.



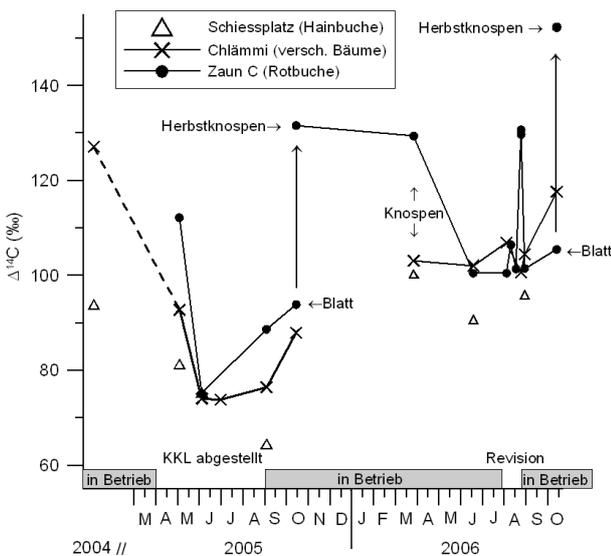
**Figur 5: Zeitreihen für  $\Delta^{14}\text{C}$ - Messwerte von Blättern aus nördöstlicher Richtung des KKL (Standorte: siehe Figur 4)**

Am 21.März wurden an 4 Standorten Knospen resp. neue Zotteln gesammelt. Ihre Aktivität lag deutlich höher als diejenigen der Herbstblätter 2005, aber im Bereich der Aktivität bevor 2005 das KKL abgestellt war. Das kann bedeuten, dass Bäume Kohlenstoff aus den Reserven für die Knospen verwenden. Es kann aber auch sein, dass die Oktober Blätter eine Mischung von Kohlenstoff des ganzen Jahres 2005 enthielten, während die Knospen denjenigen enthalten, der im Spätherbst 2005 nach dem (nicht gemessenen) Wiederanstieg assimiliert wurde.

Die berechneten zusätzlichen Dosen in der Umgebung der Kernkraftwerke ist in der Einführung angegeben.

Auch in südwestlicher Richtung erreichten im Jahre 2006 die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wieder den Level von 2004 und früheren Jahren (vergleiche vorangehende Figur). Allerdings zeigten im August 2006 die Blätter keinen Rückgang der Aktivität, welcher dem Stillstand während der Revisionsarbeiten zugeordnet werden könnte; im Gegenteil: zwei unabhängige Bestimmungen der  $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität am gleichen Probenmaterial vom Standort Zaun C ergaben übereinstimmende  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von ca. 130%.

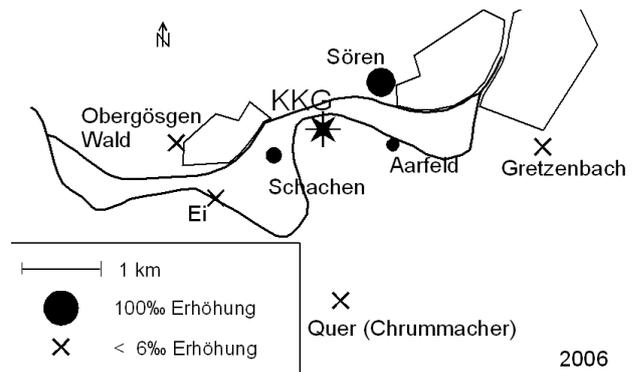
Im Oktober 2005 und 2006 wurden am Standort Zaun C je Blätter und Herbstknospen einer Rotbuche genommen. Beide Male enthielten die Herbstknospen eine höhere  $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität als die Blätter. Während die Blätter Kohlenstoff der vorangehenden Monate enthalten (z.B. die Blätter im Oktober 2005 auch Kohlenstoff, der während dem langen Betriebsunterbruch assimiliert wurde), ist es möglich, dass die Knospen eher kurzfristig assimilierten Kohlenstoff enthalten. Immerhin stimmte die Aktivität der Herbstknospen 2005 mit den Frühlingsknospen 2006 sehr gut überein. Auch für Herbstblätter vom Standort Chlämli mit den Frühlingsknospen 2006 eine befriedigende Übereinstimmung festzustellen (für den Schiessplatz fehlt leider der Oktoberwert 2005).



**Figur 6: Zeitreihen für  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern aus südwestlicher Richtung des KKL (Standorte: siehe Figur 4)**

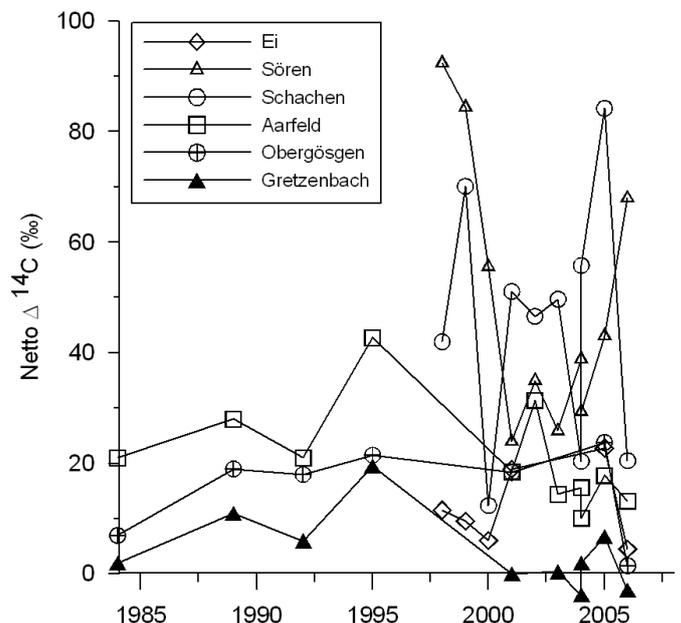
### 7.1.3 Kernkraftwerk Gösgen

Das Langzeitüberwachungsprogramm des KKG wurde im Jahre 2006 weitergeführt und ergab die in den Figuren 7 und 8 dargestellten Werte. In der Figur 7 sind die Resultate der am 29. Juli 2006 gewonnenen Blattproben dargestellt. Man sieht, dass die Ausbreitung vorwiegend in nordöstlicher Richtung erfolgte mit einem maximalen Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert in Sören von 67%. Die Erhöhung in südwestlicher Richtung war im Jahre 2006 mit einem Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von ca. 20% in Schachen deutlich geringer als im Vorjahr (Netto 83%).



**Figur 7: Örtliche Verteilung der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG)**

In grösseren Abständen als 1km und seitwärts von diesen Hauptausbreitungs-Richtungen sind die  $^{14}\text{C}$ -Gehalte in den Blättern kleiner und liegen grösstenteils im Bereich der  $^{14}\text{C}$ -Konzentrationen an der Referenzstation. Insbesondere ergaben die Messungen an den Standorten Ei, Gretzenbach, Obergösgen Wald und Quer-Chrummacker  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte zwischen 57 und 69%, was mit dem in Figur 1 angegebenen Mittelwert für die Referenzstation von 64% sehr gut übereinstimmt. Solche Übereinstimmungen erhöhen unser Vertrauen in die Reproduzierbarkeit unserer Aufarbeitungs- und Messmethoden.

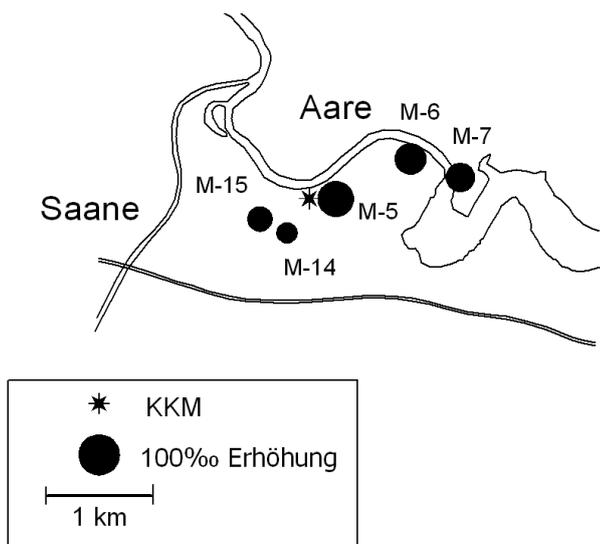


**Figur 8: Zeitliche Entwicklung der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des KKG (Standorte siehe Figur 7)**

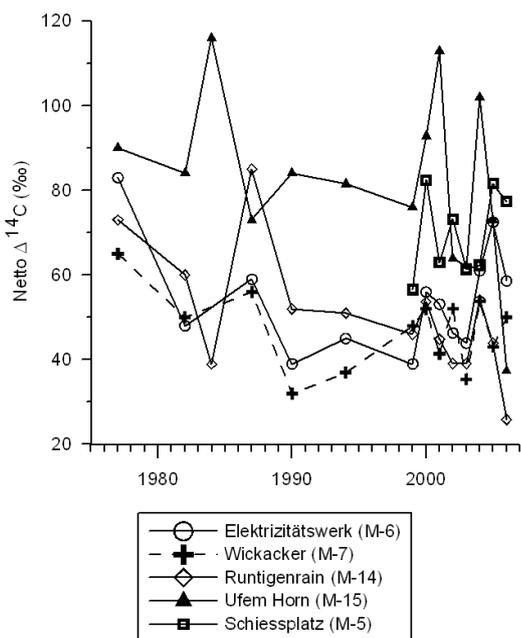
Man sieht, dass 2006 ähnliche Erhöhungen gemessen wurden wie in früheren Jahren: meistens lagen die Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte zwischen 0 und 20%. Der Wert von 67% für die Blätter von Sören ist nicht aussergewöhnlich, ergaben doch die Messungen auch schon früher, dass Sören und Schachen in einer Entfernung von 800 bis 1000m von der Emissionsquelle recht gut als kritische Geländepunkte gelten können.

### 7.1.4 Kernkraftwerk Mühleberg

Die Überwachung der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität in der Umgebung des KKM wurde im Jahre 2006 fortgesetzt. Die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Erhöhungen betragen 27 bis 73%, lagen also im Bereich früherer Jahre. Eher erstaunlich ist, dass (wie im Vorjahr) die grösste Erhöhung bereits in sehr kleinem Abstand von der Emissionsquelle beim Standort M-5 gefunden wurde. Wie aus früheren Untersuchungen bekannt ist, nimmt die Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Erhöhung in grösseren Entfernungen als in Figur 9 dargestellt und quer zur Hauptwindrichtung rasch ab (z.B. BAG –Bericht 2000, Kap. 7.1, Figur 3).



**Figur 9: Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) für die Probenahme vom 15. Juni 2006**



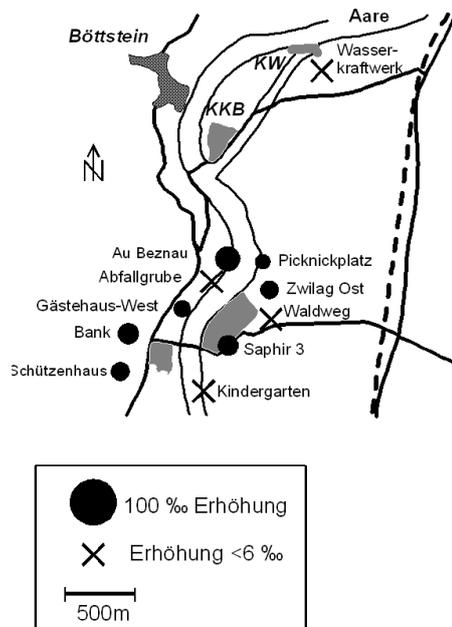
**Figur 10: Langzeitreihen an Stichproben aus der Umgebung des KKM (Standorte: siehe Figur 9)**

Die Figur 10 zeigt, dass die Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Blattproben in den letzten Jahren etwa gleich geblieben sind. Daraus kann geschlossen werden, dass sich auch die Emissionsraten aus diesem Siedewasserreaktor nicht wesentlich verändert haben. Dieser Schluss, respektive eine Übereinstimmung zwischen Modell und Messungen innerhalb eines Faktors 2, können für das hügelige Gelände als zufriedenstellend bezeichnet werden. Die lokale Ausbreitung variiert und führt dazu, dass in den letzten beiden Jahren die grössten Erhöhungen am Standort M-5 auftraten, während sie früher meistens an der Probenahmestelle „Ufem Horn“ M-15 vorkamen.

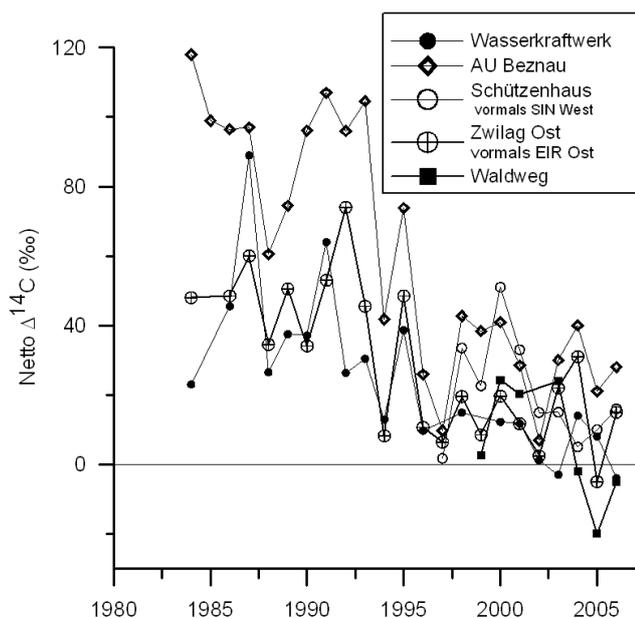
### 7.1.5 Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau

Die  $^{14}\text{C}$ - und  $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen in den Blattproben wurden am PSI durchgeführt. Der statistische Fehler für die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 5 bis 7‰. Die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte liegen alle zwischen -26.8‰ und -32.3‰.

Leicht erhöhte  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte um bis zu 28‰ wurden in der Umgebung des PSI und westlich der Aare gemessen. An den Standorten Abfallgrube, Waldweg und Kindergarten stimmen die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte innerhalb des Fehlers mit den Werten der Referenzstationen (Figuren 1 bis 3) überein. Dies gilt ebenfalls für die Stichprobe am Standort Wasserkraftwerk, was auf die geringen Emissionen des KKB hinweist.



**Figur 11: Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul Scherrer Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2006 (Jost Eikenberg, R. Siegwolf, PSI)**



**Figur 12: Zeitreihen der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Blättern aus der Umgebung des PSI, des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des KKB (Standorte: siehe Figur 11)**

Die Messungen für die Blattproben, die im Jahre 2006 genommen wurden, ergaben ähnliche Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wie in den früheren 10 Jahren. Daraus kann auf ziemlich konstante Emissionsraten geschlossen werden. Die Variationen sind primär auf veränderliche Ausbreitungsbedingungen während des Wachstums der Blätter zurückzuführen.

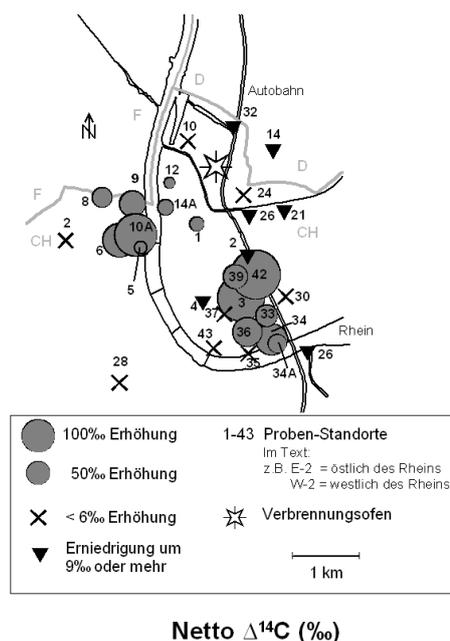
### 7.1.6 Region Basel

Basis für die Interpretation der Messwerte von Basel bilden die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte der Referenzstation Taanwald (siehe Figuren 2 und 3), die für das Jahr 2006 einen Mittelwert von 64‰ ergeben. Damit stimmen die an unbeeinflussten Standorten in Basel gemessenen  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte überein (Figur 13: W-02, W-28, E-10, E-14, E-21, E-37, E-43). Diese Standorte liegen in einer gewissen Entfernung von Emissionsquellen, z.B. von der Autobahn, und ergeben Werte zwischen 54 und 66‰. Damit ist auch für das Jahr 2006 gezeigt, dass allfällige Emissionen in  $\text{CO}_2$  Form durch den Ofen RSMVA zu keiner signifikanten Erhöhung der  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte führen. Dies ist auch nicht zu erwarten, weil  $^{14}\text{C}$ -haltige Abfälle nachts verbrannt werden.

Die Figur 13 zeigt wie in früheren Jahren eindeutige Erhöhungen (d.h. positive Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte) in der Umgebung der Firma Roche (z.B. Messpunkt E-34 mit einem Netto Wert von 85‰) und westlich des Rheins beim Areal der Firma Novartis Werk St. Johann (Netto bis 159‰

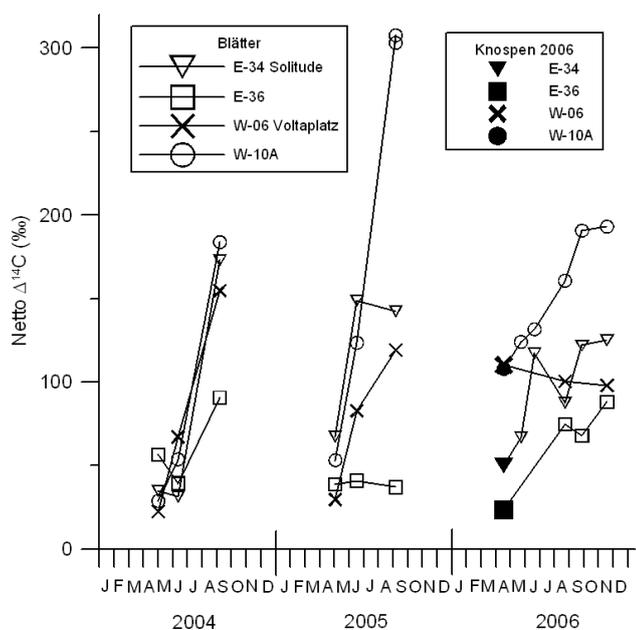
am Standort W-10A). Neu wurden im Jahr 2006 aber auch Erhöhungen im Areal der Firma Syngenta (Werk Rosenthal, ca. 1km nördlich der Firma Roche) nachgewiesen: Im August zeigten Blätter von den Standorten E-03 und E-42 eine Netto Erhöhung von ca. 200‰ (entsprechend  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten von 260 bis 280‰). Die Messung eines 2.Teils der Blattprobe von E-42 bestätigte die 1.Messung ( $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte der 1. Bestimmung ergab  $282.6 \pm 3.7\%$ , während die 2.Bestimmung  $278.5 \pm 2.7\%$  ergab; d.h. die Reproduzierbarkeit unserer Messungen ist bestätigt). Die Verfrachtung von Emissionen von Süden aus Emissionen der Firma Roche kann nicht ganz ausgeschlossen werden; wahrscheinlicher ist jedoch, dass sich in dieser Region eine weitere möglicherweise kurzzeitige Emissionsquelle befindet, die in früheren Jahren nicht erkannt wurde oder nicht aktiv war. Wie in Figur 16 ersichtlich ist, lagen die Netto Werte früher unter 20‰ oder zeigten sogar einen Suess-Effekt von Emissionen der Autobahn.

Die zeitliche Entwicklung der  $^{14}\text{C}$ -Erhöhungen in den drei Gebieten in Basel werden in den folgenden Figuren 14 bis 18 diskutiert.



**Figur 13: Netto  $\Delta^{14}\text{C}$  für Blattproben, die am 9. August 2006 in Basel erhoben wurden**

Wie in den beiden vorangehenden Jahren wurden an einigen Standorten in Basel Blatt-Proben zu verschiedenen Jahreszeiten gewonnen, im Jahre 2006 zusätzlich an 4 Standorten Knospen-Proben. Diese geben einerseits einen Startwert für die kommenden jungen Blätter, andererseits lassen sie Schlüsse zu über den Kohlenstoff-Kreislauf des vergangenen Jahres. Die Figur 14 enthält sowohl die Startwerte als auch den jahreszeitlichen Verlauf der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität.



**Figur 14: Jahreszeitliche Entwicklung der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität an einigen Standorten in Basel**

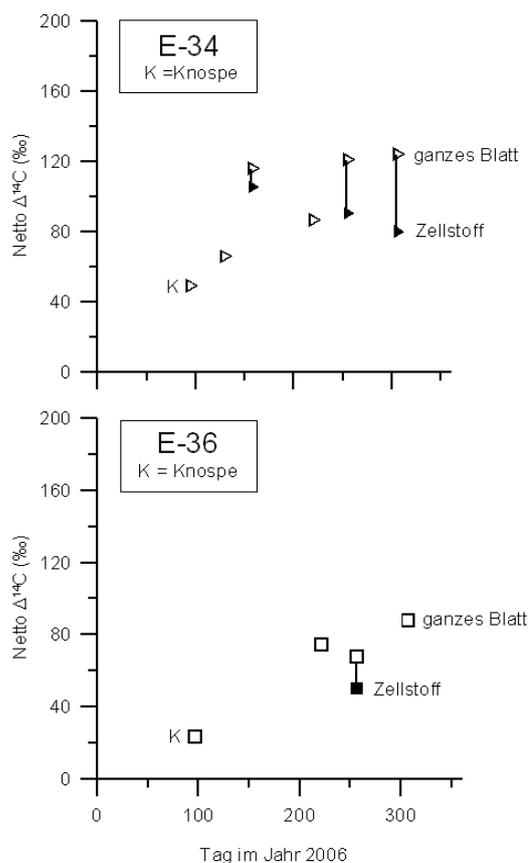
Auffällig ist der ansteigende Trend im Laufe eines Jahres an 3 der 4 Standorte. Dies kann durch die Annahme erklärt werden, dass mindestens ein Teil der Aktivität auf den Blättern abgelagert ist; Aktivität könnte sich so auf den Blattoberflächen akkumulieren und im Laufe eines Jahres zunehmen. Die nicht ins Blatt eingebaute Aktivität würde mit den Herbstblättern abfallen, so dass – wie bei der Probe vom Standort E-34 (Solitude) – die Netto-Aktivität von Knospen und jungen Blättern kleiner ist als die Herbstaktivität.

Offenbar kann aber  $^{14}\text{C}$ -Aktivität auch eingebaut werden, wie die Knospen- Proben W-06 und W-10A vom Voltaplatz zeigen. Anders als in den beiden Vorjahren starten diese Knospen mit dem Herbstniveau am Voltaplatz (Netto  $\Delta^{14}\text{C}$  ca. 120%). Es ist möglich, dass der Kohlenstoff in den Knospen erst im Herbst des Vorjahres assimiliert wurde; es ist aber auch möglich, dass die Knospen eine Kohlenstoff-Mischung enthalten, deren  $^{14}\text{C}$ -Aktivität einem Aktivitätsmittelwert des früheren Jahres oder der früheren Jahre entspricht.

Es war nicht von Anfang an klar, ob sich die im Laufe eines Jahres auf die Blattoberfläche abgelagerte oder in das Blatt eingebaute Aktivität aus den Emissionen der Firma Roche durch das Verfahren BABA auch entfernen liesse. Unterschiede zwischen den Standorten Roche und Novartis Werk St.Johann waren auch zu erwarten, weil die Knospen von den Standorten E-34 und E-36 mit deutlich tieferen  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten starteten als von den Standorten W-06 und W-10A (25 bis 50% gegenüber ca. 110%).

Umso erstaunlicher ist der Befund, dass nach dem Verfahren BABA an allen Standorten ein Zellstoff mit ähnlichen Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten übrig blieb, mit nämlich 50 bis 90%. Am meisten Aktivität liess sich von den Blättern entfernen, auf welche im Laufe des Jahres auch am meisten abgelagert wurde (siehe E-34 in Figur 15 sowie W-10A in Figur 17), was nachträglich trivial erscheint.

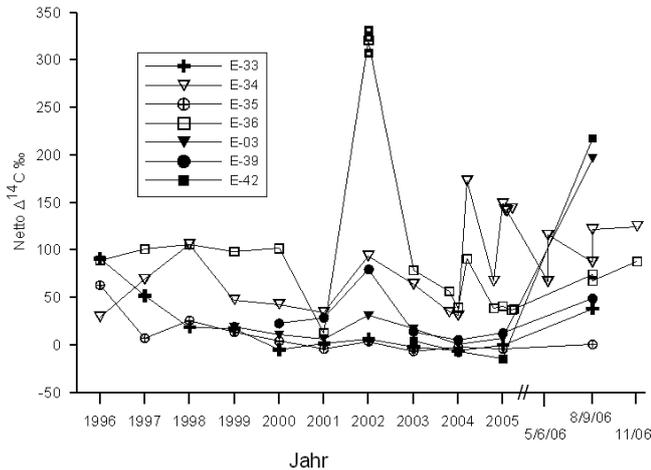
Geplant ist für 2007, die Abwaschverfahren auf die an den Standorten E-03, E-39 und E-42 neu aufgetretene Aktivität auszuweiten.



**Figur 15: Effizienz des Waschverfahrens BABA für Blätter von den Standorten E-34 und E-36 in Basel**

Die dargestellten langjährigen Messreihen für einige der Standorte in der Nähe und nordöstlich des Areals Roche sind für 2006 mit den Messwerten der ungewaschenen Proben ergänzt. Auffällig ist, dass die höchsten Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von ca. 200% an zwei Standorten (E-03 und E-42) gefunden wurden, die in früheren Jahren keine signifikanten Erhöhungen zeigten (Netto kleiner als 20%). Vermutlich befindet sich in der Nähe dieser beiden Standorte eine (möglicherweise kurzzeitige) Emissionsquelle, die in früheren Jahren nicht aktiv war oder nicht erkannt wurde.

Die Messwerte der Proben von den übrigen Standorten stimmen der Grössenordnung nach mit früheren Werten überein: Bei E-34 am nächsten der Firma Roche betrug die Erhöhungen (wie in früheren Jahren) 50 bis 125%. In etwas grösserer Entfernung bei E-36 und E-33 ergaben zwei Messungen 50 und 85% Erhöhung resp. ca. 40%, während bei E-35 westlich der Firma keine Erhöhung festzustellen war.

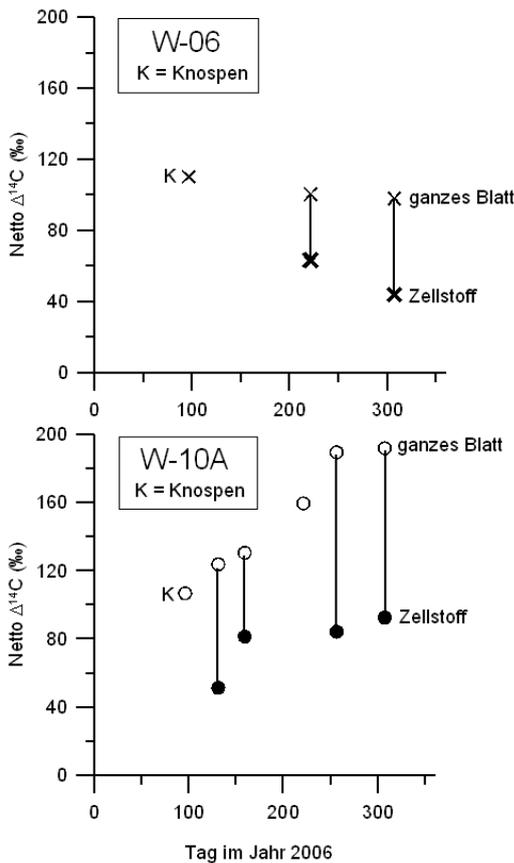


**Figur 16: Zeitreihe der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beim Areal der Firma Roche und der Firma Syngenta (Standorte: Figur 13)**

Der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von E-39 betrug ca. 50‰, ist aber im Zusammenhang mit der (vermuteten) neuen Quelle zu diskutieren.

In Figur 14 ist für drei Standorte in Basel (E-34, E-36, W-10A) der ansteigende Trend der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte im Laufe des Jahres 2006 bereits angegeben. In der Figur 17 ist für zwei dieser Zeitreihen dargestellt, wie viel der Aktivität, die in den unbehandelten, bei 20°C getrockneten Blättern gemessen wurde (ganzes Blatt), nach dem BABA Waschverfahren im Zellstoff noch enthalten ist. Dieser Zellstoff besteht vorwiegend aus Cellulose und ist das, was nach einer Extraktion mit Säure und Base (siehe Figur 21 über die Behandlungsarten) noch übrig bleibt.

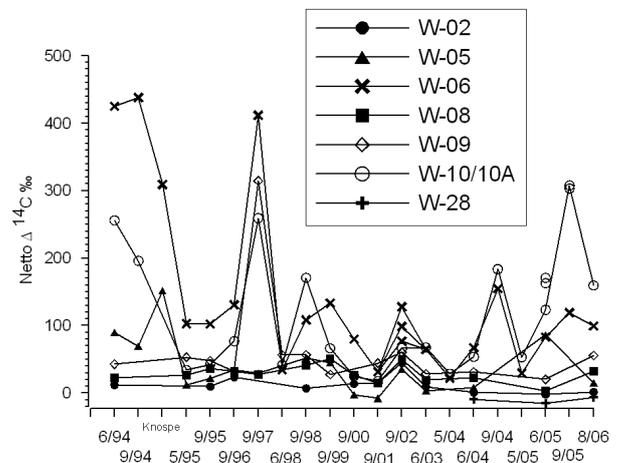
Die Figur 17 zeigt, dass das Verfahren BABA den grössten Teil der Aktivität entfernt, welche im Laufe eines Jahres aufs oder ins Blatt gelangte. Die im Zellstoff (d.h. vor allem in der Cellulose) eingebaute  $^{14}\text{C}$ -Aktivität zeigt im Laufe des Jahres einen praktisch konstanten Level von ca. 80 bis 100‰ Netto. Dieser entspricht der im Frühling ins Gerüst eingebauten Aktivität und stimmt mit der in Figur 14 für W-10A und E-34 angegebenen Aktivität befriedigend überein (Netto ca. 120‰ resp. 50 bis 80‰).



**Figur 17: Effizienz des Waschverfahrens BABA bei zwei Zeitreihen aus Basel**

Zu erwähnen ist ferner, dass auch im Jahre 2005 eine Reduktion der Aktivität durch das Verfahren BABA um 60% bestimmt wurde (siehe BAG-Bericht 2005, Kap.7.1, Figur 20).

Die langjährigen Messreihen westlich des Rheins wurden 2006 fortgesetzt. In der Figur 18 sind die bereits in der Figur 14 enthaltenen Resultate von den Standorten W-06 und W-10A wiederholt, aber ergänzt für mehrere Jahre durch Resultate an weiteren 5 Standorten. Im Jahre

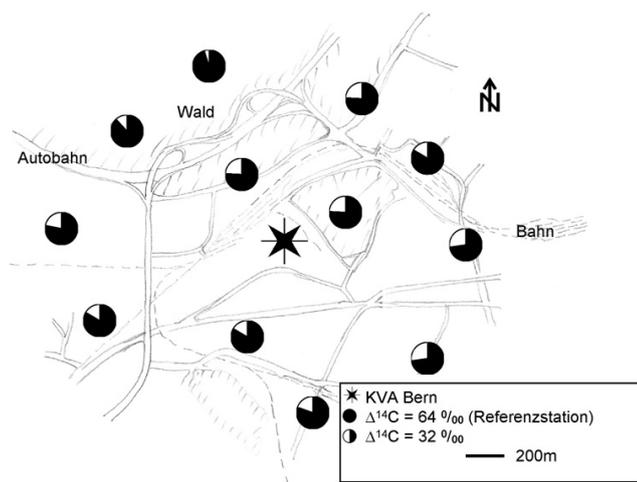


**Figur 18: Zeitreihen der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte westlich des Rheins in Basel (Standorte siehe Figur 13)**

2006 lagen die Erhöhungen im gleichen Wertebereich wie in früheren Jahren, mit maximalen Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten bis 190%. Ein grosser Teil dieser zusätzlichen Aktivität liess sich abwaschen (siehe Figuren 17 und 22). Die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte der Standorte W-02 und W-28 lagen dagegen im Bereich der Referenzstation, wiesen also keine zusätzliche Aktivität auf und bestätigten damit die Zuverlässigkeit unserer Probenaufarbeitung und Messungen.

### 7.1.7 Kehrichtverbrennungsanlagen

Ein Schwerpunkt für die  $^{14}\text{C}$ -Messungen war im Jahre 2006 die Überwachung von Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA), welche über die bisherigen 4 Stichproben hinausgeht. In der Figur 19 sind die Ergebnisse von 12 Messungen von Proben rund um die KVA Bern dargestellt, die am 3. Juli gewonnen wurden. Die meisten dieser kreisförmig angeordneten Standorte liegen in bewohntem Gebiet, wo auch ein Interesse besteht, allfällig erhöhte  $^{14}\text{C}$ -Werte nachzuweisen.



**Figur 19:  $\Delta^{14}\text{C}$ - Messungen in der Umgebung der KVA Bern**

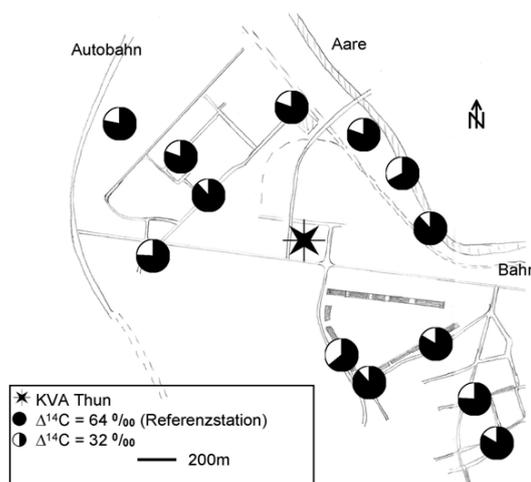
Die meisten Messwerte liegen signifikant tiefer als der für 2006 an der Referenzstation Taanwald bestimmte Wert von 64‰. Diese Erniedrigung ist der Verdünnung des atmosphärischen  $^{14}\text{CO}_2$  durch fossile Brennstoffe (Heizung, Verkehr) zuzuschreiben. Tendenziell ist dieser Suess-Effekt im Bremgartenwald etwas weniger ausgeprägt. Signifikante  $^{14}\text{C}$ -Emissionen (zusammen mit den Emissionen von fossilen Brennstoffen) können also insbesondere für die KVA Bern ausgeschlossen werden.

An 4 Standorten wurden bereits am 18. Mai Proben erhoben, also junge Blätter. Eine Zunahme von Mai bis Juli könnte Ablagerungen auf die Blattoberfläche bedeuten. Die Resultate für die  $^{14}\text{C}$ -Werte lauten (je  $\pm 3\%$ ) jedoch:

Messpunkte	B-1	B-2	B-3	B-4
Entfernung:	400m	900m	400m	500m
$\Delta^{14}\text{C}$ -Wert Mai:	39‰	44‰	54‰	50‰
$\Delta^{14}\text{C}$ -Wert Juli:	48‰	54‰	49‰	54‰

Eine signifikante Zunahme ist nicht auszumachen; örtliche und zeitliche Variationen werden auch an anderen Standorten beobachtet (siehe Legende zu Figur 2).

Kreisförmig um die KVA Thun wurden am 4.7.2006 13 Blattproben genommen. Die Entfernung vom möglichen Emissionsort betrug 450 bis 1200m; an einigen Proben wurde die Radialabhängigkeit untersucht.



**Figur 20:  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Thun**

Wie in Bern zeigen auch in Thun die Resultate den Suess-Effekt, d.h. eine Verdünnung der atmosphärischen  $^{14}\text{C}$ -Konzentration durch fossile Brennstoffe. Alle  $^{14}\text{C}$ -Messwerte sind geringer als der 2006 für die Referenzstation bestimmte Referenzwert von 64‰. Ursache davon könnte der Verkehr, die Heizungen aber auch die Emissionen der KVA selbst sein. Gegen das Letzere sprechen allerdings die Resultate der radial angeordneten Standorte:

Messpunkte:	T 2	T 3	T 13
Entfernung:	700m	1200m	1000m
$\Delta^{14}\text{C}$ -Wert:	54‰	53‰	48‰
Messpunkte:	T 1	T 6	T 9
Entfernung:	640m	900m	450m
$\Delta^{14}\text{C}$ -Wert:	51‰	50‰	56‰

An 2 Standorten wurde die Abhängigkeit mit der Jahreszeit untersucht; auch hier konnte kein eindeutiger Hinweis auf Ablagerungen auf die Blattoberfläche gefunden werden (die Messwerte ergaben im Mai  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von 51 und 52%, im Juli 53 und 51%).

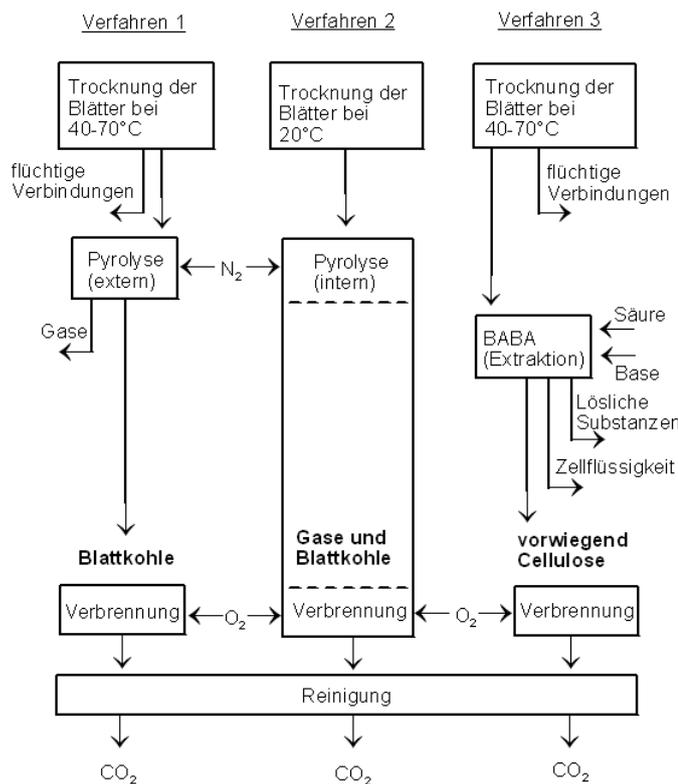
Auch in der Umgebung der KVA Lausanne und Zürich wurden ähnliche  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wie in früheren Jahren gemessen, nämlich für Lausanne 4 Werte zwischen 31 und 50% und in Zürich 4 Werte zwischen 38 und 46%.

### 7.1.8 Probenaufarbeitung

Unter Berücksichtigung der im letzten Jahr gewonnenen Erkenntnisse (siehe Jahresbericht 2005, Kap.7.1, Figuren 19 und 20) wurde die Probenaufarbeitung im Jahr 2006 vereinfacht; die meisten Proben (auch von Basel) wurden

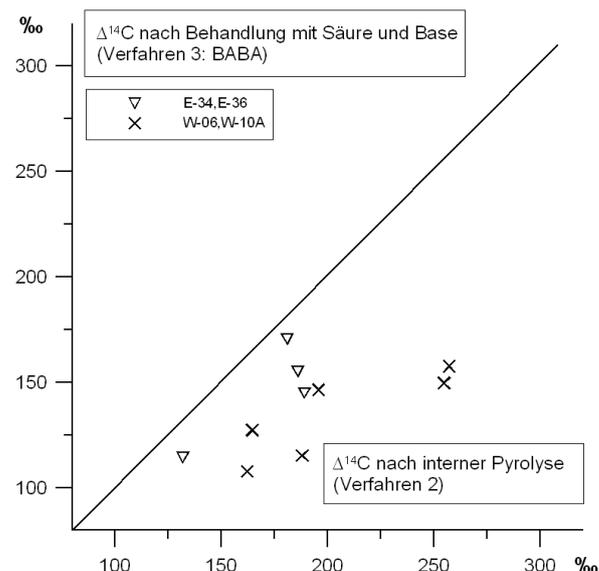
Alle Blätter-Proben werden zuerst getrocknet. Falls die Trocknung bei 70°C erfolgt, können flüchtige Verbindungen entweichen; deshalb erfolgt beim aufwendigeren Verfahren 2 die Trocknung bei 20°C. Damit auch bei der folgenden Aufarbeitung alle Blattkomponenten und Ablagerungen erfasst werden, erfolgen die Pyrolyse und Verbrennung beim Verfahren 2 in einem geschlossenen System. Damit wird verständlich, weshalb die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte bei diesem Verfahren grösser sein können als bei den andern Verfahren (siehe Figur 22). Insbesondere können allfällige  $^{14}\text{C}$ -haltige Ablagerungen damit erfasst werden.

Beim Verfahren 1 werden die Pyrolyse-Gase abgepumpt; die Blattkohle enthält vorwiegend den im betreffenden Frühling ins Blattgerüst eingebauten Kohlenstoff. Dagegen ist nach der internen Pyrolyse sowohl dieser im Blattgerüst eingebaute Kohlenstoff wie auch der vorwiegend in den vorangegangenen Monaten in die Blattflüssigkeit aufgenommene Kohlenstoff vorhanden. Die Proben nach Verfahren 2 können also eine Mischung von Kohlenstoff enthalten, der zu verschiedenen Jahreszeiten assimiliert wurde. Nach der Säure- und Basen-Behandlung BABA bleibt primär die Cellulose in der Probe.



**Figur 21: Aufarbeitungsschritte zur Herstellung von CO<sub>2</sub> aus Laubblättern**

nach dem Verfahren 1 aufbereitet. Einige wenige Basler Proben wurden nach dem Verfahren BABA<sup>4</sup> mit Säure und Lauge behandelt und zum Vergleich in einem geschlossenen (internen) System pyrolysiert (Resultate: siehe Figur 22).



**Figur 22  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von Proben aus Basel, die mit unterschiedlichen Verfahren aufgearbeitet wurden**

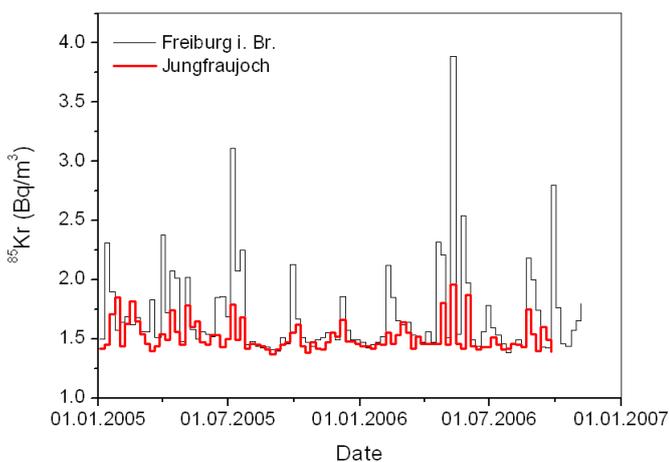
Bei Verdacht auf abgelagerte Aktivität wurde untersucht, wieviel sich davon abwaschen lässt. Dem Waschverfahren BABA mit Säure und Lauge wurden 6 Proben vom Voltaplatz (W-06 und W-10A) und 4 Proben vom Areal Roche östlich des Rheins (E-35 und E-36) unterworfen. Die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität nach dem Waschverfahren wird in der Figur 22 mit den  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten nach der internen Pyrolyse verglichen, die alle Blattkomponenten und möglichen Ablagerungen erfasst.

<sup>4)</sup> Beim Verfahren BABA (B = base A = acid) wird die Probe bei 60°C abwechslungsweise mit 2% NaOH, mehrmals mit Wasser, mit 0.2% HCl und wieder mit Wasser gewaschen. Diese Prozedur wird 2 Mal hintereinander durchgeführt und dauert insgesamt eine Woche

Die Resultate zeigen, dass von allen Proben  $^{14}\text{C}$ -haltige Aktivität abgewaschen werden konnte. Die nach der BABA Behandlung bleibende Cellulose enthält also meistens eine geringere  $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität als das gesamte Blatt. Der auf dem Blatt abgelagerte (und teilweise abgewaschene) Kohlenstoff enthält also eine höhere  $^{14}\text{C}$ -Aktivität als das Blattgerüst

### 7.1.9. Krypton-85 ( $^{85}\text{Kr}$ )

Die Figur 23 enthält neu die Resultate der  $^{85}\text{Kr}$ -Messungen in Krypton Proben, die vom September 2005 bis September 2006 in Freiburg i.Br. und auf dem Jungfrauojoch aus Luft abgetrennt wurden. Der Grundwert, d.h. die tiefsten Wochenwerte, liegen bei ca.  $1.4 \text{ Bq/m}^3$ , ev. mit leicht sinkender Tendenz. Zur Aufrechterhaltung dieses Levels müssen ca.  $3.5 \times 10^{17} \text{ Bq}$  pro Jahr aus den Wiederaufbereitungsanlagen freigesetzt werden; dies reicht aus, um die jährlich in der Atmosphäre zerfallenden 6.5% des  $^{85}\text{Kr}$ -Inventars zu kompensieren. Dieser Grundwert entspricht dem Niveau der Troposphärenluft auf der Nordhalbkugel, das in Proben vom Jungfrauojoch besonders gut bestimmt werden kann.



**Figur 23:  $^{85}\text{Kr}$ -Aktivität in Luftproben, die in den letzten zwei Jahren gemessen wurden.**

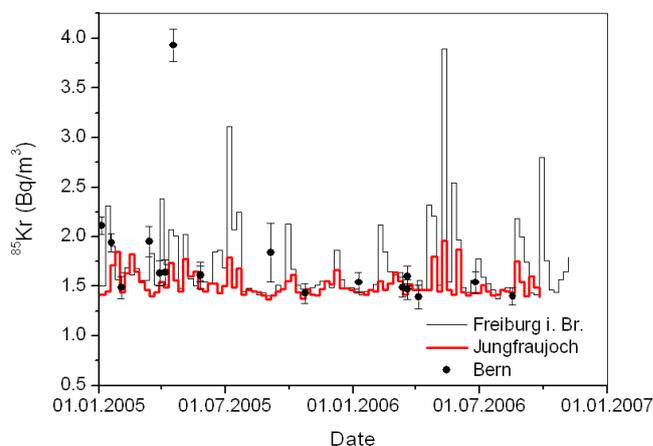
(Messung: Hartmut Sartorius, Clemens Schlosser und Sabine Schmid, BFS, D-79098 Freiburg)

Dem Grundlevel sind kurzfristig Erhöhungen (Spikes) überlagert, mit einem maximalen Wochenwert im Mai 2006 von ca.  $3.9 \text{ Bq/m}^3$ . Diese Spikes sind dann zu beobachten, wenn noch unvollständig verdünnte Ablufftahn von La Hague oder Sellafild die Probenahmestation erreicht. Es ist verständlich, dass die Spikes in Freiburg i.Br. häufiger und mit grösserer Aktivität auftreten als auf dem Jungfrauojoch; die Verdünnung bis in  $3500 \text{ m}^3$  ist grösser als die bis Freiburg ( $276 \text{ m}^3$ ). Auffällig ist ferner, dass schon mehrfach in ein bis zu zwei Sommer-Monaten weniger

Spikes auftraten als in anderen Jahreszeiten. Möglicherweise sind in dieser Zeit die Emissionen geringer.

Verwendung finden die bekannten  $^{85}\text{Kr}$ -Emissionen bei der Validierung und Kalibrierung globaler Zirkulations-Modelle.  $^{85}\text{Kr}$  ist ferner ein wichtiger Tracer zur Datierung von Grundwässern im Bereich bis ca. 50 Jahre.

Die  $^{85}\text{Kr}$ -Aktivität macht den grössten Anteil der künstlichen Radioaktivität in der Atmosphäre aus. Die Strahlendosis ( $<1 \text{ micro Sv/a}$ ) ist jedoch gegenüber derjenigen von Radon-Folgeprodukten vernachlässigbar.



**Figur 24:  $^{85}\text{Kr}$  Aktivitäten in Bern-Luft, verglichen mit Proben aus Freiburg i.Br. und vom Jungfrauojoch**

In der Figur 24 sind die Resultate, welche für einige Bern-Luft-Stichproben bestimmt wurden, in die Zeitreihen für Freiburg i.Br. und Jungfrauojoch eingezeichnet. Für letztere steht viel mehr Krypton zur Verfügung: Während einer Woche wird auf dem Jungfrauojoch gesamthaft ca.  $1 \text{ m}^3$  Luft durch einen mit flüssigem  $\text{N}_2$  gekühlten Aktiv-Kohle-Behälter gepumpt. Aus der Probe wird im Bundesamt für Strahlenschutz, Freiburg i.Br., das Krypton abgetrennt (ca.  $2\text{--}5 \text{ m}^3 \text{ STP}$ ) und die  $^{85}\text{Kr}$ -Aktivität gemessen.

In Bern dagegen wird das Krypton nur aus ca.  $10\text{--}20 \text{ l}$  Luft extrahiert, die  $^{85}\text{Kr}$ -Aktivität also an  $\mu\text{l}$ -Proben bestimmt. Deshalb sind unsere statistischen Fehler auch grösser als diejenigen für die  $\text{m}^3$ -Proben. Immerhin, der Grundlevel für troposphärische Luft von ca.  $1.4 \text{ Bq/m}^3$  Luft konnte bestätigt werden. Eindeutig erhöhte Werte (d.h. mindestens um  $2\sigma$  des Messwerts gegenüber der Zeitreihe erhöht) sind in den ersten Monaten des Jahres 2005 gemessen worden, inklusive dem Wert von  $3.9 \text{ Bq/m}^3$  vom 18. April. Zu beachten ist aber, dass die Krypton Abtrennung aus Luft während höchstens 1–2 Stunden geschieht, dass es also praktisch Momentanwerte sind (gegenüber den gemischten Wochenproben), und dass es deshalb weniger

wahrscheinlich ist, Luft aus einer noch nicht ganz vermischten Abluftfahne einzuschliessen. Wenn aber der Probenmestandort in der Fahne liegt, kann die Aktivität hoch ausfallen, wie der Wert von 3.9 Bq/m<sup>3</sup> vom 18. April zeigte. Im Jahre 2006 wurde in Bern zufällig keine Krypton Probe aus der Fortluftfahne abgetrennt; der grösste gemessene Wert beträgt ca. 1.7 Bq/m<sup>3</sup>, im März 2006.

### 7.1.10 Argon-37 (<sup>37</sup>Ar)

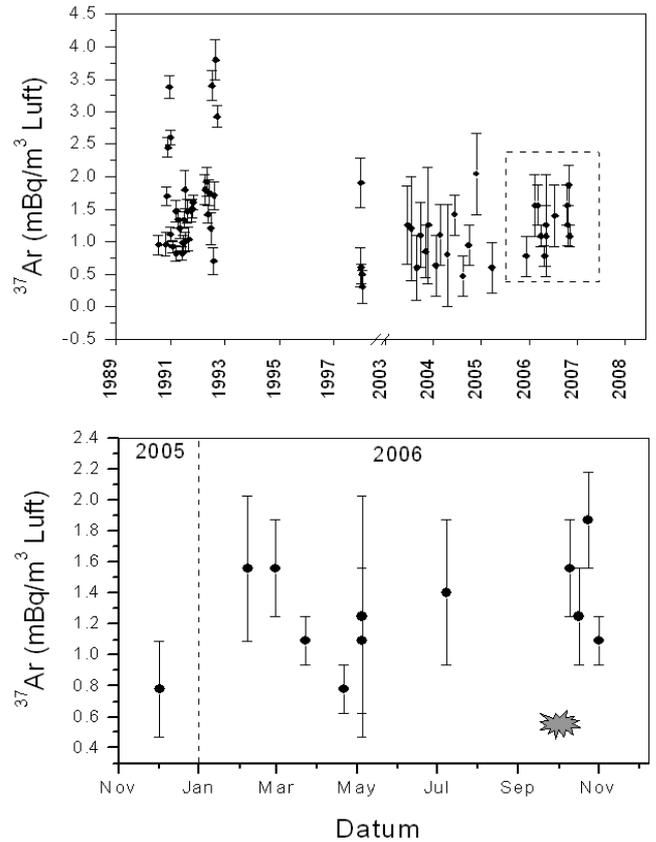
Am 9. Oktober 2006 zündete Nordkorea eine unterirdische Kernexplosion. In den Medien wurde berichtet, US Flugzeuge hätten "Radioaktivität" gemessen. So waren wir gespannt, ob unsere lange <sup>37</sup>Ar-Zeitreihe erhöhte Radioaktivität zeigen würde. <sup>37</sup>Ar ist das Isotop, das zum Nachweis hoher unterirdischer Neutronen-Flüsse am geeignetsten ist; <sup>37</sup>Ar wird über die <sup>40</sup>Ca(n,α) <sup>37</sup>Ar Reaktion erzeugt. Die unterirdisch erzeugte Wärme könnte die Spalt- und Aktivierungsprodukte an die Erdoberfläche transportieren, was durch die neu erzeugten Spalten im Gestein begünstigt wird.

Abschätzungen ergaben, dass pro kT Sprengkraft 10<sup>14</sup> Bq <sup>37</sup>Ar entstehen. Wenn man annimmt, dass davon 1% in die Atmosphäre entweicht und sich in der halben nördlichen Troposphäre vermischt, erwartet man bei 100kT angenommener Sprengkraft 1 Monat nach der Nordkorea Explosion eine Aktivität von 5x10<sup>3</sup> mBq/l Argon in Bern-Luft, was bedeutet, dass 20 Atome in 1l Argon vorhanden sind und beim Zerfall nachgewiesen werden können.

In verdankenswerter Weise hat uns die Firma Carba AG, Wiler bei Utzenstorf, am 16., 23., 30. Oktober und am 7. November vier neu aus der Atmosphäre abgetrennte Argon-Proben zur Verfügung gestellt. In der Figur 25 sind die gemessenen Aktivitäten aufgezeichnet und mit Resultaten früherer Monate und Jahre verglichen. Diese früher gemessene Aktivität wird vorwiegend von der kosmischen Strahlung erzeugt und liegt bei einem Level von 0.5 bis 2 mBq/m<sup>3</sup> Luft resp. bei 0.05 bis 0.2 mBq/l Argon. Wenn die Abschätzungen stimmen, könnten wir eine 100kT Bombe in Europa-Luft nur nachweisen, wenn mehr als 1% des erzeugten <sup>37</sup>Ar entwichen ist oder wenn die Verdünnung deutlich geringer war.

Trotzdem haben wir die Proben gemessen, aber keine Erhöhung gefunden. Das bedeutet, dass das Kaliber der Bombe nicht wesentlich grösser was als 100kT, dass der Ca-Gehalt im Boden nicht deutlich über dem angenommenen Wert von 2% liegt oder dass wirklich weniger als

1% des erzeugten <sup>37</sup>Ar entweichen konnte. Das Bundesamt für Strahlenschutz hat mit Xe Messungen bestätigt, dass in Europa keine abnormale Aktivität gemessen werden konnte (persönliche Mitteilung H.Sartorius, Freiburg i.Br.).



**Figur 25: <sup>37</sup>Ar-Aktivität in Troposphärenluft**

### 7.1.11 Tritium (<sup>3</sup>H)

2006 sind die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen im Jahresmittel gegenüber dem Vorjahr deutlich gesunken. Das betrifft auch die Stationen Basel und Bern. Die Abnahme hängt wahrscheinlich weiterhin vor allem mit den Umstellungen in der Leuchtfarbenindustrie zusammen und den geringeren Emissionen aus den Kehrlichtverbrennungsanstalten zusammen. Einzelne Kontaminationsfahnen können nach wie vor nicht ausgeschlossen werden. Ob die Abnahme auch mit geringeren Emissionen aus Wiederaufbereitungsanlagen oder KKW's ausserhalb der Schweiz zusammenhängt, kann wegen fehlender Daten nicht beurteilt werden.

**Tabelle 1: Tritium-Resultate im Niederschlag 2006 (<sup>3</sup>H in Bq/l)**

	Basel	Bern	Grimsel	Guttannen	Meiringen	Vaduz*	Nyon*	La Brévine*	Locarno*	Aare Brugg
JAN	3.38 ±0.14	2.38 ±0.12	0.68 ±0.04	0.71 ±0.10	0.75 ±0.10	0.87 ±0.05	0.52 ±0.04	0.72 ±0.05	0.49 ±0.04	1.75 ±0.11
FEB	1.48 ±0.10	4.48 ±0.17	1.13 ±0.05	0.99 ±0.10	1.90 ±0.11	0.95 ±0.05	0.91 ±0.05	0.75 ±0.05	0.52 ±0.04	1.87 ±0.34
MAR	1.62 ±0.10	3.98 ±0.16	0.95 ±0.04	1.01 ±0.10	1.26 ±0.10	0.82 ±0.06	0.86 ±0.04	0.79 ±0.05	0.76 ±0.05	1.60 ±0.33
APR	1.47 ±0.07	2.29 ±0.11	1.12 ±0.05	1.13 ±0.10	1.31 ±0.10	1.44 ±0.11	0.89 ±0.05	1.20 ±0.05	0.73 ±0.04	keine Probe
MAI	1.57 ±0.08	2.55 ±1.19	1.41 ±0.07	1.60 ±0.10	1.27 ±0.10	keine Probe	1.42 ±0.06	1.36 ±0.06	keine Probe	1.33 ±0.34
JUN	1.68 ±0.08	2.87 ±0.10	1.41 ±0.06	1.52 ±0.09	1.55 ±0.10	1.55 ±0.10	1.47 ±0.06	1.29 ±0.05	keine Probe	3.35 ±0.34
JUL	2.11 ±0.08	1.64 ±0.07	1.58 ±0.05	1.76 ±0.10	1.76 ±0.09	2.00 ±0.11	1.48 ±0.06	1.57 ±0.04	1.29 ±0.05	1.71 ±0.33
AUG	1.67 ±0.08	2.52 ±0.06	1.29 ±0.05	1.41 ±0.09	1.19 ±0.10	keine Probe	1.47 ±0.06	1.20 ±0.05	0.68 ±0.04	1.26 ±0.33
SEP	1.39 ±0.07	3.03 ±0.10	0.98 ±0.05	1.15 ±0.10	1.34 ±0.10	1.18 ±0.05	0.88 ±0.05	0.94 ±0.05	0.72 ±0.04	1.14 ±0.31
OKT	1.12 ±0.07	2.13 ±0.08	0.44 ±0.04	1.42 ±0.10	0.77 ±0.10	0.66 ±0.05	1.32 ±0.05	0.67 ±0.04	0.41 ±0.04	0.94 ±0.32
NOV	1.89 ±0.08	5.39 ±0.15	0.83 ±0.05	0.84 ±0.09	0.75 ±0.09	keine Probe	0.91 ±0.04	0.74 ±0.04	0.46 ±0.04	1.51 ±0.32
DEC	3.73 ±0.11	2.71 ±0.10	0.67 ±0.04	0.71 ±0.08	1.26 ±0.10	2.83 ±0.07	0.54 ±0.04	0.36 ±0.04	0.36 ±0.04	1.67 ±0.31

\* NISOT-Station (BWG)

Es fällt jedenfalls auf, dass die niederschlagsgewichteten Jahresmittel an vielen Stationen unter 1 Bq/l liegen und vor allem die Frühwinterwerte an die Abschätzungen der Vorbombenkonzentrationen in mittleren Breiten der Nordhemisphäre herankommen (0.3 Bq/l, Röther, Dissertation, Universität Heidelberg, 1966).

Der stark erhöhte Einzelwert in Vaduz vom Dezember 06 ist sehr wahrscheinlich auf lokale Kontamination zurückzuführen.

Die Tritiumkonzentrationen im Flusswasser der Aare bei Brugg haben ebenfalls deutlich abgenommen. Es fehlen allerdings die Proben vom April und Mai (Tab. 3 und Fig. 28). Ob die Abnahme damit zusammenhängt, dass einzelne Erhöhungen in dieser Periode nicht erfasst wurden, bleibt offen.

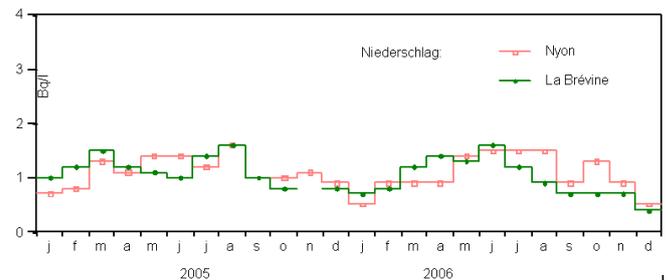
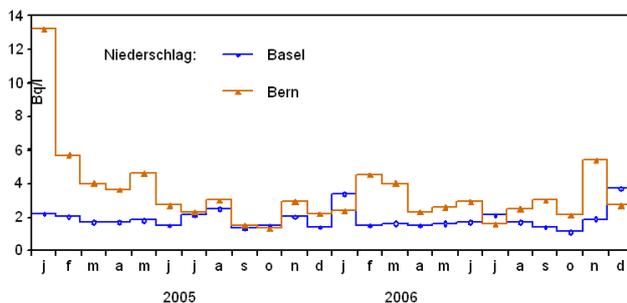
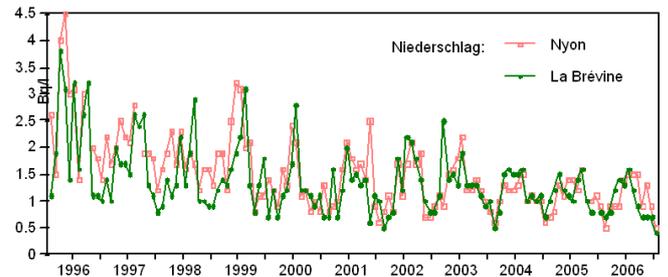
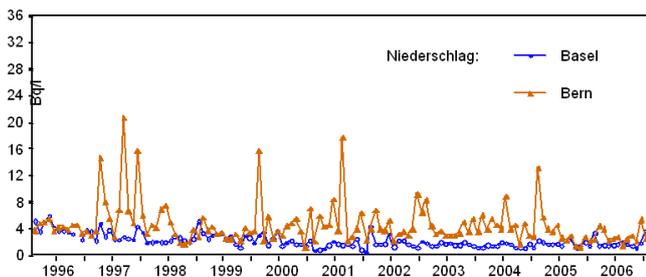
**Tabelle 2: Vergleich der Jahresmittel 2005 und 2006**

	Basel (Bq/l)	Bern (Bq/l)	Vaduz* (Bq/l)
Mittel 2006:	1.66	2.86	1.39
Mittel 2005:	1.8	3.4	1.5
	Meiringen (Bq/l)	Guttannen (Bq/l)	Grimsel (Bq/l)
Mittel 2006:	1.3	1.2	1.1
Mittel 2005:	1.7	1.4	1.3
	La Brévine* (Bq/l)	Nyon* (Bq/l)	Locarno (Bq/l)
Mittel 2006:	1.0	1.1	0.6
Mittel 2005:	1.1	1.2	0.9
Aare Brugg (Bq/l)			
Mittel 2006:	1.7		
Mittel 2005:	2.8		

\* NISOT-Station (Bundesamt für Umwelt)

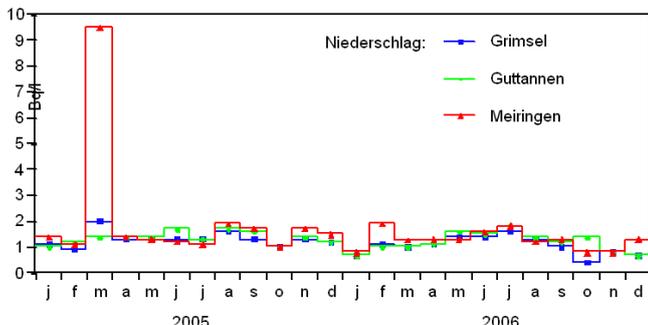
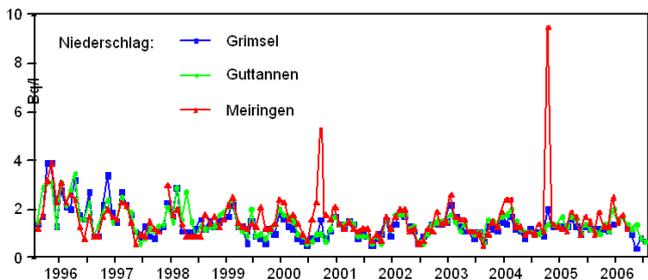
**Tabelle 3: Tritium-Resultate ,Aare bei Brugg, Wochenproben (<sup>3</sup>H in Bq/l)**

Periode	Bq/l	Periode	Bq/l	Periode	Bq/l
02.01.-08.01.06	1.8 ±0.1	01.05.-08.05.06		03.09.-10.09.06	1.0 ±0.3
08.01.-15.01.06	1.9 ±0.1	08.05.-15.05.06		10.09.-22.09.06	1.1 ±0.3
15.01.-22.01.06	1.6 ±0.1	15.05.-23.05.06		22.09.-24.09.06	1.2 ±0.3
22.01.-29.01.06	1.6 ±0.1	23.05.-28.05.06	1.3 ±0.3	24.09.-01.10.06	1.1 ±0.3
29.01.-05.02.06	1.9 ±0.3	28.05.-07.06.06	2.5 ±0.3	01.10.-12.10.06	0.6 ±0.3
05.02.-12.02.06	1.8 ±0.3	07.06.-11.06.06	2.2 ±0.3	12.10.-23.10.06	0.5 ±0.3
12.02.-19.02.06	1.9 ±0.4	11.06.-18.06.06	1.7 ±0.3	23.10.-29.10.06	1.6 ±0.3
19.02.-26.02.06	1.8 ±0.3	18.06.-23.06.06	2.0 ±0.3	29.10.-05.11.06	2.2 ±0.3
26.02.-05.03.06	1.5 ±0.3	23.06.-02.07.06	8.2 ±0.4	05.11.-13.11.06	1.5 ±0.3
05.03.-12.03.06	1.3 ±0.3	02.07.-09.07.06	1.2 ±0.3	13.11.-19.11.06	1.0 ±0.3
12.03.-19.03.06	1.8 ±0.3	09.07.-16.07.06	2.7 ±0.3	19.11.-26.11.06	1.2 ±0.3
19.03.-26.03.06	1.8 ±0.3	16.07.-23.07.06	1.3 ±0.3	26.11.-03.12.06	1.7 ±0.1
26.03.-03.04.06		23.07.-30.07.06	1.6 ±0.3	03.12.-10.12.06	1.6 ±0.1
03.04.-10.04.06		30.07.-06.08.06	1.4 ±0.3	10.12.-17.12.06	2.4 ±0.3
10.04.-18.04.06		06.07.-15.08.06	1.2 ±0.3	17.12.-26.12.06	1.6 ±0.3
18.04.-24.04.06		15.08.-20.08.06	1.3 ±0.3	26.12.-31.12.06	1.0 ±0.3
18.04.-24.04.06		20.08.-28.08.06	1.1 ±0.3		
24.04.-01.05.06		28.08.-03.09.06	1.3 ±0.3		

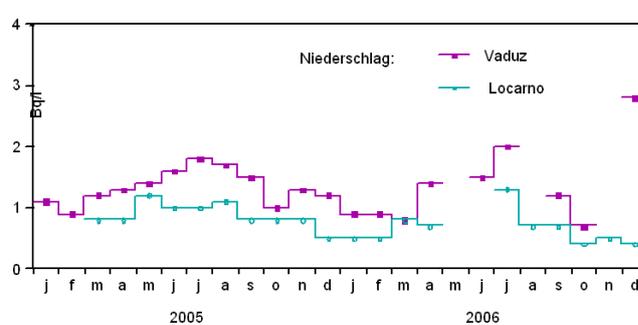
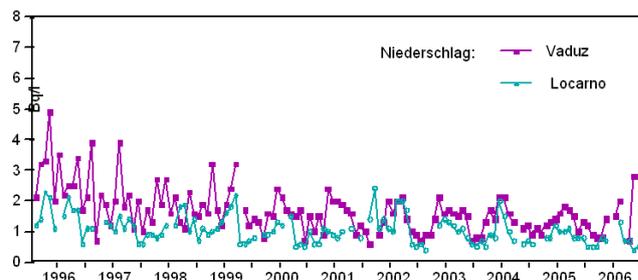


**Figur 26: <sup>3</sup>H-Aktivität im Niederschlag Nordschweiz und Mittelland**

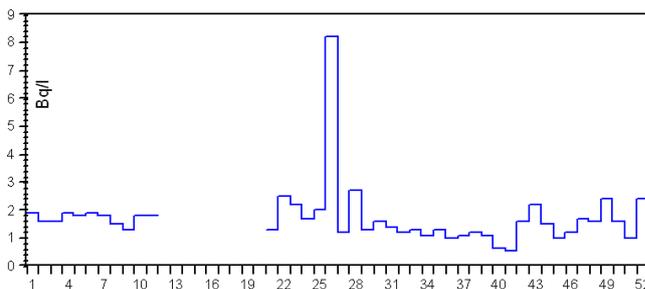
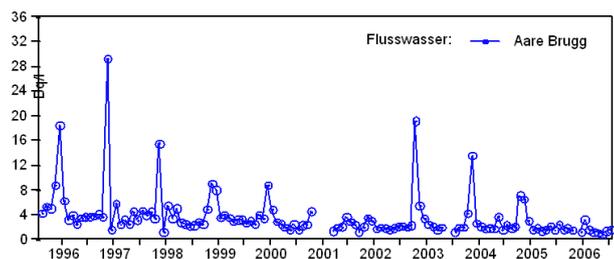
**Figur 27: <sup>3</sup>H-Aktivität im Niederschlag Westschweiz**



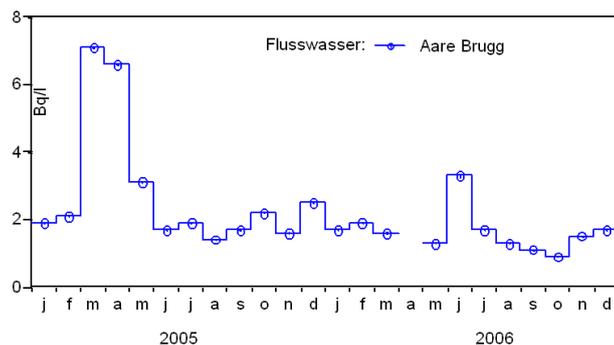
Figur 28: <sup>3</sup>H-Aktivität im Niederschlag Alpenraum (Berner Oberland)



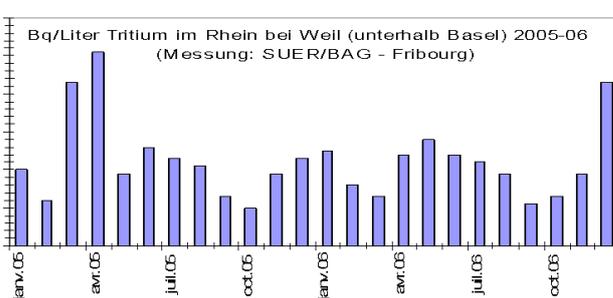
Figur 29: <sup>3</sup>H-Aktivität im Niederschlag Südschweiz und Lichtenstein



Figur 31: <sup>3</sup>H-Aktivität im Flusswasser der Aare bei Brugg (Wochenproben 2006)



Figur 30: <sup>3</sup>H-Aktivität im Flusswasser der Aare bei Brugg (Monatsproben 1996-2006 bzw. 2005 und 2006)



Figur 32: <sup>3</sup>H-Aktivität im Flusswasser des Rheins (Weil unterhalb Basel) (Monatsproben 2006)

# Chapitre 7.2

## Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement

P. Steinmann, P. Froidevaux, F. Barraud, J. Dlala et F. Bochud

Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

### Résumé

Les mesures de plutonium et d'américium ont été effectuées sur des sols, des sédiments, des filtres à air et des eaux. En plaine les activités en plutonium pour les échantillons prélevés en 2006 se situent entre 0.13 et 0.26 Bq/kg de sol entre 0 et 5 cm. En montagne, elles sont significativement plus élevées. Aux alentours des centrales nucléaires suisses l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne dépasse pas 0.25 Bq/kg (plutonium). La moyenne du rapport isotopique  $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$  de 0.038 indique pour tous les sols une contamination provenant des essais d'armes atomiques effectués durant les années soixante et de la chute du satellite SNAP-9A. Cette origine est confirmée par le rapport  $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$  qui est de 0.45 en moyenne pour les sols étudiés. L'activité en plutonium et américium des eaux de pluie et de rivière ne dépasse pas les valeurs des années précédentes.

L'activité des filtres à air analysés en 2006 est très faible (<5 nBq/m<sup>3</sup>) sauf pour l'américium au Weissfluhjoch. Cette station montre de nouveau (comme pour les années 2001–2005) une activité élevée en  $^{241}\text{Am}$  et atteint avec

441 nBq/m<sup>3</sup> la plus haute valeur depuis le début des analyses. Dans ce contexte, un contrôle des eaux de lavage de fumée de la station d'incinération de déchets la plus proche (UIOM TRIMMIS) n'a pas révélé de valeurs élevées en  $^{241}\text{Am}$ . Etant donné que la contamination persiste depuis 6 ans (2001–2006) une étude sur l'origine de cette contamination serait bienvenue. En 2006, l'étude sur le site du Jura vaudois (Sasselet) a été poursuivie et a permis de mettre en évidence des migrations d'actinides à distance dans un système karstique.

### 7.2.1 Introduction

Le plutonium et l'américium ont été distribués dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques en atmosphère, au fonctionnement d'installations nucléaires et au cycle nucléaire (retraitement) ainsi qu'à divers accidents comme celui de la centrale nucléaire de Tchernobyl.

Tableau 1: Propriétés chimiques et radioactives des actinides dans l'environnement

Elément	Espèce aqueuse	log(K) M(OH)	log(K) Mox		Radio-isotope	Demie-vie	Remarques
Plutonium	Pu <sup>3+</sup>	7	6.5	+++	<sup>238</sup> Pu	87.8 a	satellites (SNAP-9A) $r(^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu})=0.036$
	Pu <sup>4+</sup>	13.3	10.9	+++	<sup>239</sup> Pu	2.41x10 <sup>4</sup> a	84 % du NWT-fallout-Pu
	PuO <sub>2</sub> <sup>+</sup>	4.3	4.3	++	<sup>240</sup> Pu	6.57x10 <sup>3</sup> a	15 % du NWT-fallout-Pu
	PuO <sub>2</sub> <sup>2+</sup>	8.4	7	++	<sup>241</sup> Pu	14.1 a	filles: <sup>241</sup> Am 0.7 % du NWT-fallout-Pu
					<sup>242</sup> Pu	3.74x10 <sup>5</sup> a	0.3 % du NWT-fallout-Pu
Américium	Am <sup>3+</sup>	7.5	6.5	+++	<sup>241</sup> Am	433 a	filles: <sup>237</sup> Np $r(^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu})=0.39$

Les constantes de stabilité correspondent à la première hydrolyse (logK M(OH), col. 3) et à la formation du complexe 1:1 avec l'oxalate (logK Mox, col. 4) [2]. Colonne 5: tendance d'adsorption à des surfaces telles que les colloïdes. Dernière colonne: le «% du NWT-fallout-Pu» est donné en % de masse, le rapport «r» est donnée en activité. NWT = nuclear weapon testing.

Tableau 2: Plutonium et américium dans les sols et les sédiments en Suisse en 2006 (Bq/kg de matière sèche)

Lieu	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>238</sup> Pu/ <sup>239,240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am/ <sup>239,240</sup> Pu
<b>Centrales nucléaires</b>				
Beznau 2006	0.17 ± 0.01	0.09 ± 0.01	<LD	0.54 ± 0.07
Gösgen 2006	0.25 ± 0.02	0.13 ± 0.01	<LD	0.52 ± 0.06
Leibstadt 2006	0.17 ± 0.01	0.08 ± 0.01	<LD	0.46 ± 0.07
Mühleberg 2006	0.13 ± 0.01	0.06 ± 0.01	<LD	0.48 ± 0.07
PSI-ZWILAG 2006	0.17 ± 0.01	0.09 ± 0.01	<LD	0.53 ± 0.07
<b>Sédiments</b>				
Hagneck (aval Mühleberg)	0.13 ± 0.02	0.06 ± 0.01	<LD	0.45 ± 0.11
Klingnau (aval Beznau)	0.14 ± 0.01	0.07 ± 0.01	<LD	0.52 ± 0.09
Pratteln (aval Leibstadt)	0.10 ± 0.01	0.04 ± 0.01	<LD	0.44 ± 0.09
Sol du Tessin				
Rasa-Intragna	1.20 ± 0.06	0.42 ± 0.04	0.02 ± 0.01	0.35 ± 0.03
Rodi-Fiesso	0.27 ± 0.02	0.11 ± 0.02	<LD	0.42 ± 0.07
Novaggio	0.13 ± 0.01 <sup>§</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>§</sup>	0.08 ± 0.03	0.45 ± 0.09 <sup>§</sup>
<b>Sol du Jura vaudois</b>				
Sasselet HG 0-5 cm	0.57 ± 0.03	0.25 ± 0.03	0.03 ± 0.01	0.44 ± 0.05
Sasselet HG10-14 cm	0.32 ± 0.03	0.16 ± 0.01	0.05 ± 0.02	0.50 ± 0.06
Sasselet HG 20-24 cm	0.11 ± 0.01	0.03 ± 0.01	<LD	0.28 ± 0.1
Sasselet HG 24-28 cm	0.09 ± 0.01	<0.003	<LD	-
Sasselet HG 30-36 cm	0.20 ± 0.03	0.03 ± 0.01	<LD	0.17 ± 0.05
Sasselet P3M' 5-10 cm	1.26 ± 0.11	0.53 ± 0.05	<LD	0.42 ± 0.05
Forêt, G.d.o. 0-5 cm	-	0.23 ± 0.01	-	-
Forêt, G.d.o. 5-10 cm	1.98 ± 0.07	0.89 ± 0.04	0.04 ± 0	0.45 ± 0.02
<b>Sol de plaine</b>				
Grangeneuve	0.26 ± 0.02	0.1 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.39 ± 0.04
Arenenberg	0.2 ± 0.01	0.09 ± 0.01	<LD	0.46 ± 0.05
<b>Sol d'altitude</b>				
Davos-Dischma	1.06 ± 0.06	0.45 ± 0.02	0.03 ± 0.01	0.42 ± 0.03
Allmendhubel	0.98 ± 0.04	0.46 ± 0.02	0.02 ± 0	0.47 ± 0.03
Diesse	0.50 ± 0.04	0.21 ± 0.02	0.05 ± 0.02	0.42 ± 0.06
Fahrni	0.47 ± 0.03 <sup>§</sup>	0.17 ± 0.03 <sup>§</sup>	0.04 ± 0.01 <sup>§</sup>	0.38 ± 0.07 <sup>§</sup>
Gimmelwald	0.50 ± 0.03	0.28 ± 0.02	0.04 ± 0.01	0.56 ± 0.05
Val Piora, Sol 1, 3-9cm	0.95 ± 0.04	-	0.02 ± 0.01	-
Val Piora, Sol 1, 9-15cm	0.37 ± 0.02	-	<LD	-
Val Piora, Sol 2, 0-5 cm	3.43 ± 0.12	-	0.03 ± 0.01	-
Val Piora, Sol 3, 0-4 cm	5.48 ± 0.18	-	0.03 ± 0.01	-
Val Piora, Sol 4, 0-5 cm	1.08 ± 0.04	-	0.03 ± 0.01	-
Val Piora, Sol 4, 5-9 cm	1.18 ± 0.04	-	0.02 ± 0.01	-

Les incertitudes données sont les incertitudes de l'analyse de laboratoire ( $U_{95\%}$ ); colonne 4: <LD si le <sup>238</sup>Pu est en dessous de la limite de détection (1 mBq/kg); <sup>§</sup>moyenne de 2 mesures.

Le comportement du plutonium et de l'américium dans les systèmes naturels dépend de la solubilité et les réactions de sorption, le pH et le Eh, l'hydrolyse et les réactions de complexation, notamment avec des ligands organiques présents dans les sols et les eaux (réf. [1] et Tableau 1). La mesure du plutonium et de l'américium au niveau de traces dans l'environnement est indispensable à la compréhension de ces mécanismes de mobilisation et ce travail présente les résultats obtenus dans différents échantillons de l'environnement en Suisse.

### 7.3.2 Résultats

Le Tableau 2 présente les résultats obtenus en 2006 dans différents sols et sédiments de Suisse. La couche analysée est 0-5 cm, sauf pour les sols du Jura et du Val Piora où des profils ont été prélevés. Dans l'analyse des eaux (Tableau 3), au moins 100 litres sont prélevés alors que les mesures de filtres à air (Tableau 4) se font sur au moins 400'000 m<sup>3</sup>.

#### Sols et sédiments

Lors de la mesure des sols, en plaine, l'activité en plutonium se situe entre 0.13 et 0.26 Bq/kg de sol (couche de sol entre 0 et 5 cm) ce qui correspond bien à la gamme des valeurs observées dans les années précédentes. En montagne, cette activité peut monter à plus de 1 Bq/kg avec un maximum de 5.5 Bq/kg dans un sol du Val Piora (Tessin). Les valeurs élevées en Pu des sols du Val Piora s'expliquent par l'altitude du site (2000 m) et la faible densité de ce sol riche en matière organique. Nous avons récemment pu mettre en évidence ce phénomène d'augmentation de la déposition avec l'altitude à l'échelle de l'Europe occidentale [3].

Aux alentours des centrales nucléaires suisses l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne diffère guère du reste du territoire et ne dépasse pas 0.25 Bq/kg (plutonium) et 0.13 Bq/kg (américium). Les rapports isotopiques  $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$  et  $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$  correspondent bien aux valeurs attendues pour des contaminations radioactives des retombées des essais nucléaires des années soixante et de la chute du satellite (source de  $^{238}\text{Pu}$ ) SNAP-9A (voir Tableau 1). Les moyennes observées en 2006 sont de 0.037 pour le rapport  $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$  et de 0.46 pour le rapport  $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ .

**Tableau 3: Mesure de plutonium et d'américium dans les eaux prélevés en 2006 (mBq/m<sup>3</sup>)**

Lieu	Type d'eau	$^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
Mühleberg	eau de pluie	rendmnt. 6%	6±1
Fribourg	eau de pluie	< 1	6±1
Rhône (Genève)	rivière	260 ± 13	18 ± 4
Rhin (Pratteln)	rivière	59 ± 6	11 ± 2
Venoge	source; < 0.45 µm	23 ± 2	3 ± 1

#### Eaux

L'activité en plutonium et américium des eaux de pluie et de rivière (Tableau 3) s'insèrent dans la gamme observée lors des années précédentes sauf pour les 260 mBq/m<sup>3</sup> de Pu mesuré dans l'échantillon du Rhône à Genève. Avec 0.031 le rapport  $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$  de cet échantillon est proche du rapport isotopique des retombées des essais nucléaires. Par contre, le rapport Am/Pu de 0.07 (au lieu de 0.39 pour les retombées) n'est pas cohérent. On doit toutefois tenir compte du fait que cet échantillon d'eau n'est pas filtré et, après évaporation sur des prélèvements hebdomadaires, contient principalement des carbonates alcalino-terreux et des particules de sol en grande quantité. L'activité reflète donc plutôt celle des sédiments (masse dans l'analyse = 15 g). Le fait que le plutonium soit présent en excès par rapport à l'américium peut s'expliquer par une mobilité accrue sous forme colloïdale. L'américium est connu pour être moins mobile.

**Tableau 4: Mesure de plutonium et d'américium dans les filtres à air (nBq/m<sup>3</sup>)**

Lieu	Année	$^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
Klingnau	2006	2.1 ± 0.3	0.9 ± 0.1
Weissfluhjoch	2006	2.0 ± 0.4	441 ± 13
Fribourg	2006	1.5 ± 0.2	4.4 ± 0.3
Mühleberg	2006	1.6 ± 0.3	1.6 ± 0.2

#### Air

Les valeurs du Tableau 4 sont représentatives d'une activité dans les filtres à air provenant de la resuspension de particules de sol dans l'air [4] sauf pour l'Am au Weissfluhjoch.

La Figure 1 montrent que l'activité en  $^{241}\text{Am}$  dans les filtres à air du Weissfluhjoch est fortement élevée depuis l'an 2001 avec des valeurs très élevées en 2005 (342 nBq/m<sup>3</sup>) et 2006 (441 nBq/m<sup>3</sup>). La faible augmentation déjà en 2000 peut être expliquée par des resuspensions de

poussières, car le Pu est également légèrement élevé pour cette même année.

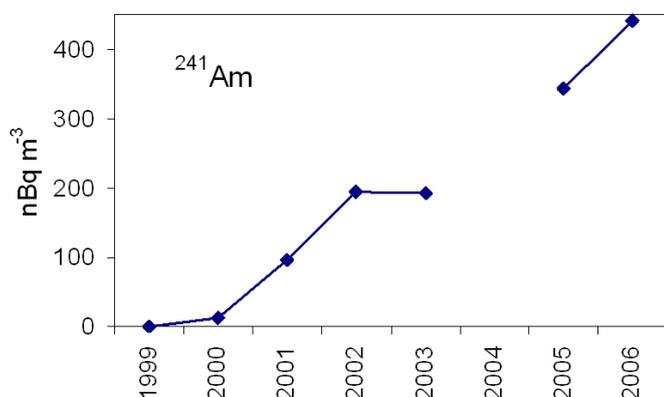


Figure 1: Mesures d'américium dans les filtres à air entre 1999 et 2006 au Weissfluhjoch, Davos.

Tableau 5: Mesure de plutonium et d'américium à l'UIOM Trimmis

Matière	Unité	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
eau lavage mai/juin	mBq/l	0.27±0.04	0.04±0.02 <sup>§</sup>
eau lavage juillet/août	mBq/l	1.9±0.1	0.34±0.08
eau lavage oct./nov.	mBq/l	0.8±0.07	<0.01
cendres	mBq/kg	-	<0.001

<sup>§</sup>rendement chimique bas (7%)

En revanche, la montée de l'activité en Am à partir de 2001 n'est pas accompagnée par une augmentation correspondante des valeurs du Pu. Entre 2001 et 2006 l'activité du Pu reste normale à l'exception d'une valeur de 30 nBq/m<sup>3</sup> en 2003, probablement liée à la canicule de cette année. En effet une sécheresse prolongée favorise la resuspension de particules de sol. Toutefois un maximum de 10% de l'Am mesuré en 2003 pourrait alors être dû à la resuspension. La grande majorité de l'Am observé entre 2001 et 2006 est clairement liée à une source sans Pu. Comme déjà soupçonné dans les rapports précédents il est possible que l'incinération à proximité de matériaux de construction contenant des détecteurs d'incendie avec une source d'américium soit la cause de cette contamination.

Dans les rapports précédents on avait remarqué une diminution de l'Am en 2003 et surtout en 2004. Une réanalyse de ces résultats montre que la valeur de 2003 étaient mal rapportée et monte de 113 à 198 nBq/m<sup>3</sup>. Le mesure de 2004 ne montrant pas d'Am est biaisée par un rendement chimique très faible de 2.5%. Cette dernière valeur a donc été exclue dans la Fig. 1.

## Dose potentielle liée à la contamination en américium au Weissfluhjoch

Avec un volume d'air respiré par personne par an d'environ 10'000m<sup>3</sup> (ORaP, annexe 3) et avec un facteur  $e_{inh}$  de  $5 \cdot 10^{-5}$  Sv/Bq [5] on calcule une dose de 0.22 µSv/an pour une concentration de 441 nBq/m<sup>3</sup>, valeur mesurée en 2006 au Weissfluhjoch. Quoique cette dose soit petite, il est clair que la dose à proximité du terme source sera beaucoup plus élevée.

En utilisant un modèle gaussien pour la dilution à partir du terme source («gaussien plume model» avec des paramètres «moyens» [6]), on obtient une valeur de dilution de l'ordre de 2000 entre un point à 200 m et un point à 20 km.

Un facteur de dilution entre la source et le point de mesure de 1000 ou plus semble alors tout à fait réaliste pour une distance de plusieurs km [7]. Dans ces circonstances la dose en jeu se rapproche de 1 mSv ou dépasse cette valeur. Il est également à considérer que l'émission est probablement discontinue, et par période les concentrations de l'Am dans l'air peuvent être plus élevées que la valeur moyenne mesurée sur les filtres.

## Incineration de détecteurs de fumée à la source de la contamination en Am?

Une contamination uniquement en <sup>241</sup>Am (sans Pu) indique que la source de contamination probable est l'incinération de détecteurs de fumée contenant de l'<sup>241</sup>Am car c'est la seule utilisation industrielle connue de ce radioélément. Un seul détecteur contient une activité d'environ 30 kBq d'<sup>241</sup>Am et pourrait alors théoriquement contaminer un volume d'air de 1011 m<sup>3</sup> au niveau observé au Weissfluhjoch. Un scénario, déjà proposé dans nos anciens rapports, est l'incinération de détecteurs de fumée à l'UIOM à Trimmis. Cette usine d'incinération se trouve à environ 20 km au NW du point d'échantillonnage au Weissfluhjoch. Pour contrôler cette source potentielle l'IRA a effectué des analyses d'américium sur les eaux de lavage des fumées de l'UIOM Trimmis. Aucune activité élevée en américium n'a été détectée, ni dans les eaux de lavage de fumée ni dans un échantillon de cendre d'incinération. Il n'est toutefois pas clair si les échantillons fournis sont représentatifs (moyennes sur un mois) ou s'il s'agit de prélèvements ponctuels.

Pour mieux comprendre la contamination en Am au Weissfluhjoch on propose pour 2007 les mesures suivantes :

- Prélever un échantillon d'air (grand volume) à Trimmis (mesure de l'Am)
- Prélever des échantillons de sols de surface (fraction fine, 0-1 cm) aux alentours du point de prélèvement d'air au Weissfluhjoch (détermination rapport Pu/Am).

**Tableau 7: Plutonium et américium dans des précipitations de carbonate dans une grotte du Jura Vaudois et dans les sédiments près de la source de la Venoge (Bq/kg de matière sèche).**

Lieu	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>238</sup> Pu/ <sup>239,240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am/ <sup>239,240</sup> Pu
<b>Carbonates grotte</b>				
calcrète jaune	0.07 ± 0.01	0.05 ± 0.01	<LD	0.81 ± 0.24
sédiment au fond	0.55 ± 0.04	0.23 ± 0.02	0.15 ± 0.03	0.41 ± 0.05
lait de lune (en haut)	1.59 ± 0.07	0.06 ± 0.01	0.23 ± 0.02	0.04 ± 0.01
lait de lune B	<0.01	0.08 ± 0.02	<LD	-
lait de lune A	<0.01	0.04 ± 0.01	<LD	-
<b>sédiments source</b>				
Chaudron (< 2mm)	-	0.03 ± 0.01	-	-
Chaudron, sur galets	-	0.15 ± 0.01	-	-
Puits Venoge	0.04 ± 0.01	<0.01	-	-

- Prélever des échantillons de sol (fraction fine, 0-1 cm) aux environs de la centrale de Trimmis à une altitude proche de celle de la cheminée, dans le sens des courants dominants.

### Etude d'un site du Jura vaudois

L'étude sur le site près du col du Mollendruz (alpage Sasselet) a été poursuivie en 2006, en analysant particulièrement des précipités de carbonate (calcrètes, «lait de lune») prélevés dans une grotte proche du site (Tableau 7).

Ces analyses ont mis en évidence la présence des actinides dans la grotte, et donc une migration importante dans un milieu naturel. L'analyse détaillée de tous les résultats «Sasselet» est en cours et une publication est prévue.

### 7.2.3 Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2006 n'ont, en général, pas relevé d'activité inattendue. Les exceptions sont le plutonium dans l'eau du Rhône à Genève, qui est explicable par la fraction sédimentaire importante contenue dans cet échantillon et, surtout, le cas de l'américium des filtres à air du site du Weissfluhjoch. Cette station montre une augmentation continue de l'activité en <sup>241</sup>Am depuis 2001 et la source de cette contamination n'est pas connue à l'heure actuelle. Des mesures de contrôle à l'UIOM de Trimmis n'ont pas montré de valeurs exceptionnelles. Pour tous les autres échantillons l'analyse des rapports isotopiques <sup>238</sup>Pu/<sup>239,240</sup>Pu et <sup>241</sup>Am/<sup>239,240</sup>Pu a montré que

l'origine de la contamination provient des essais des armes atomiques réalisés en atmosphère durant les années soixante et de la désintégration dans l'atmosphère du satellite SNAP-9A contenant une source de <sup>238</sup>Pu. Enfin, la suite de l'étude détaillée d'un site du Jura a montré que le plutonium et l'américium peuvent être détectés dans des précipités de carbonates dans le karst (grottes).

### Références

- [1] Choppin, G.R. and Morgenstern A. „Distribution and movement of environmental plutonium” in “Plutonium in the environment”, chap. 3. A.Kudo ed., Elsevier 2001.
- [2] Pearson F.J.Jr., Berner U., Hummel W., 1992. Nagra Technical Report NTB 91-18.
- [3] Pourcelot, L., Steinmann, P., Froidevaux, P. 2007, Chemosphere 66, 1571–1579
- [4] Garcai-Olivares, A. 1997, J. Environ. Radioact., 37, 101-114
- [5] Le facteur einh varie entre 2.7×10<sup>-5</sup> Sv/Bq (OraP annexe 3) et 6.9×10<sup>-5</sup> Sv/Bq (OraP annexe 4 pour enfants en bas âge).
- [6] Arystanbekova, N.Kh., 2004, Mathematics and Computers in Simulation 67, 451–458.
- [7] A 20 km la diffusion de la contamination (voir [6], paramètres «moyens») a une hauteur de 400 m et une largeur de 2 km. Avec une vitesse moyenne du vent de 5 m/s, le volume de l'air contaminé est de 1.3×10<sup>14</sup> m<sup>3</sup> par an, correspondant à une activité total en <sup>241</sup>Am de 56 MBq. Si en plus une répartition homogène des directions de vent est assumé, on doit appliquer un facteur de dilution de 63 (rapport périmètre/arc). L'activité total en jeux serait alors au niveau du GBq (3.5×10<sup>18</sup> nBq) correspondant à 100'000 détecteurs de fumée à ca. 30 kBq.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et  
doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2006 / Résultats 2006

## Kapitel 8

Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

## Chapitre 8

Surveillance des installations nucléaires Emissions et Immissions

<b>Kapitel 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen</b>	<b>95</b>
Zusammenfassung	95
8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	96
<b>Kapitel 8.2 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)</b>	<b>106</b>
Zusammenfassung	106
8.2.1 Übersicht	106
8.2.2 Systeminstandhaltung und –ergänzung	106
8.2.3 Systemverfügbarkeit und Störungen	107
8.2.4 Qualitätssicherung	107
8.2.5 Messergebnisse	108
<b>Chapitre 8.3 Les installations nucléaires et l'environnement</b>	<b>115</b>
Résumé	115
8.3.1 Introduction	115
8.3.2 Méthodologie	115
8.3.3 Résultats	116
8.3.4. Conclusions	119
<b>Kapitel 8.4 Überwachung des Zentralen Zwischenlagers (ZWILAG) in Würenlingen</b>	<b>120</b>
Zusammenfassung	120
Ergebnisse	120
<b>Chapitre 8.5 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)</b>	<b>122</b>
Synthèse	122
8.5.1 Objets de la surveillance	123
8.5.2 Contrôle des émissions	123
8.5.3. Contrôle des immissions	123
8.5.4 Conclusions	126
<b>Chapitre 8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)</b>	<b>127</b>
Résumé	127
8.6.1 Programme de surveillance de l'OFSP	127
8.6.2 Mesures de l'exposition ambiante	128
8.6.3 Mesures dans le milieu atmosphérique	128
8.6.4 Mesures dans le milieu terrestre	129
8.6.5 Mesures dans le milieu aquatique	129
8.6.6 Conclusions	130

# Kapitel 8

## Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

**F. Cartier, A. Leupin**

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

### Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2006 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB 1 und KKB 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul Scherrer Institut (PSI) und das am gleichen Standort gelegene Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimite. Die aus den tatsächlichen Abgaben und der Direktstrahlung aus der jeweiligen Anlage errechnete Strahlenexposition ist selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Die externe Strahlung wird mit dem Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) ständig überwacht. In der Umgebung des KKB und des PSI sind 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungs-Messsonden in einem Abstand von bis zu ca. 5 km um die Anlagen in Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die HSK-Zentrale übertragen und automatisch analysiert. Gegebenenfalls werden Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich der natürlichen Strahlung signalisiert und automatisch dem HSK Pikett gemeldet. Die im Berichtsjahr registrierten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen oder Ausfälle liessen sich mit in der Nähe der MADUK-Sonden durchgeführten Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden, mit Defekten der Sonderelektronik oder mit Umbauten an MADUK-Sonden erklären. Für detailliertere Angaben sei auf das Kapitel 8.2 verwiesen.

Im Rahmen des permanenten Probenahme- und Messprogramms für Immission wurden die wichtigsten Expositionspfade radioaktiver Stoffe in der Umgebung der Kernanlagen überwacht.

Die im Boden gemessenen künstlichen Radionuklide können im Allgemeinen mit den Atomwaffentests ( $^{90}\text{Sr}$ ) oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl ( $^{137}\text{Cs}$ ) in Verbindung gebracht werden. Die langjährige Messreihe der Universität Bern von  $^{14}\text{C}$  in Baumblättern in der Umgebung der Kernkraftwerke wurde fortgesetzt.

In den Oberflächengewässern zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radionukliden, wie  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$  und  $^{65}\text{Zn}$ , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen. Die grössten Abgaben radioaktiver Stoffe (ausser Tritium) erfolgen während den Revisionen. Für das insbesondere in Sedimentproben ebenfalls gemessene  $^{137}\text{Cs}$  ist keine eindeutige Zuordnung in Anteile aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl und den Abgaben der Kernkraftwerke möglich. Bei den andern Nukliden zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport in den folgenden Monaten die Werte teils höher liegen, insbesondere bei der in der Aare unterhalb des KKM im Monat Oktober feststellbaren, signifikanten Erhöhung der Messwerte wird von einer Wiederaufwirbelung früher abgelagerter Sedimente ausgegangen.

In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf Abgaben der schweizerischen Kernanlagen schliessen lassen.

## 8.1 Emissionen aus den Kernanlagen

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in den Figuren 1a bis 1c für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Tabelle 1 zeigt die in den Kernkraftwerken und im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechneten Personendosen für Erwachsene und Kleinkinder in der Umgebung im Jahr 2006. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 3a, mit der Abluft in den Tabellen 3b und 3c aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Die Behörden haben die Messverfahren der Kernanlagen mit mehr als 150 Proben kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen im Rahmen der Vorgaben überein und zeigen, dass die Abgabereglemente eingehalten 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 0.003 mSv, beim KKG 0.001 mSv, beim KKL 0.004 mSv und beim KKM 0.006 mSv. Die Dosiswerte betragen somit im Jahr 2006 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung. Die errechneten Dosiswerte liegen wie in den Vorjahren auch im Jahr 2006 alle unter 0.01 mSv. Dosiswerte in dieser Grössenordnung gelten gemäss Artikel 5 und Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung als gerechtfertigt und optimiert. Im internationalen Vergleich ist jedoch zu erkennen, dass die flüssigen Abgaben der älteren Anlagen der Schweiz deutlich über dem Medianwert der westeuropäischen Siede- und Druckwasserreaktoren liegen und zu den höchsten Radioaktivitätsabgaben im europäischen Vergleich zählen. Die HSK erachtet daher eine Verbesserung dieser Situation als notwendig und stellte im Rahmen der Aufhebung der Befristung der Betriebsbewilligung für den Block 2 des KKB die Auflage, dass das KKB bis im Jahr 2007 seine Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser auf den Medianwert der europäischen Druckwasserreaktoren senken soll. Zur Erfüllung dieser Auflage hat das KKB eine Nanofiltrationsanlage installiert und im Berichtsjahr den Versuchs-

betrieb weiter optimiert. Die endgültige Inbetriebnahme wird zu Beginn des Jahres 2007 erfolgen.

Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die  $^{14}\text{C}$ -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Das radioaktive Kohlenstoffisotop  $^{14}\text{C}$  entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die  $^{14}\text{C}$ -Abgaben der Kernkraftwerke sind systembedingt begrenzt. Die Kernkraftwerke haben in den letzten Jahren die  $^{14}\text{C}$ -Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass die ermittelten  $^{14}\text{C}$ -Abgaben mit den Erfahrungswerten aus Messkampagnen vor etwa zwanzig Jahren und den in der einschlägigen Literatur angegebenen  $^{14}\text{C}$ -Abgabewerten für ähnliche Anlagen korrespondieren. Das KKL führt seit längerer Zeit aus eigener Initiative  $^{14}\text{C}$  Messungen durch. Mitte 1998 wurde das System zur Messung von  $^{14}\text{C}$  aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. Das KKG führt seit Ende 2001 Messungen der  $^{14}\text{C}$ -Abgaben mit der Abluft durch. Die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis der Jahre 2001 bis 2003 werden beim KKG im nachhinein als um den Faktor 3 zu hoch eingeschätzt, dies aufgrund der Ergebnisse der neuen Kalibrierung der Messapparatur mit zwei diversitären Standards zu Beginn des Jahres 2004. Beim KKB und KKM wurden die von der HSK geforderten einjährigen Messkampagnen für  $^{14}\text{C}$  und  $^3\text{H}$  abgeschlossen. Alle Schweizer Kernkraftwerke führten aber 2006 die  $^{14}\text{C}$  und  $^3\text{H}$  Messungen auf freiwilliger Basis fort. Somit konnten auch 2006 zur Ermittlung des jeweiligen Dosisbeitrags von  $^{14}\text{C}$  gemessene Werte herangezogen werden.

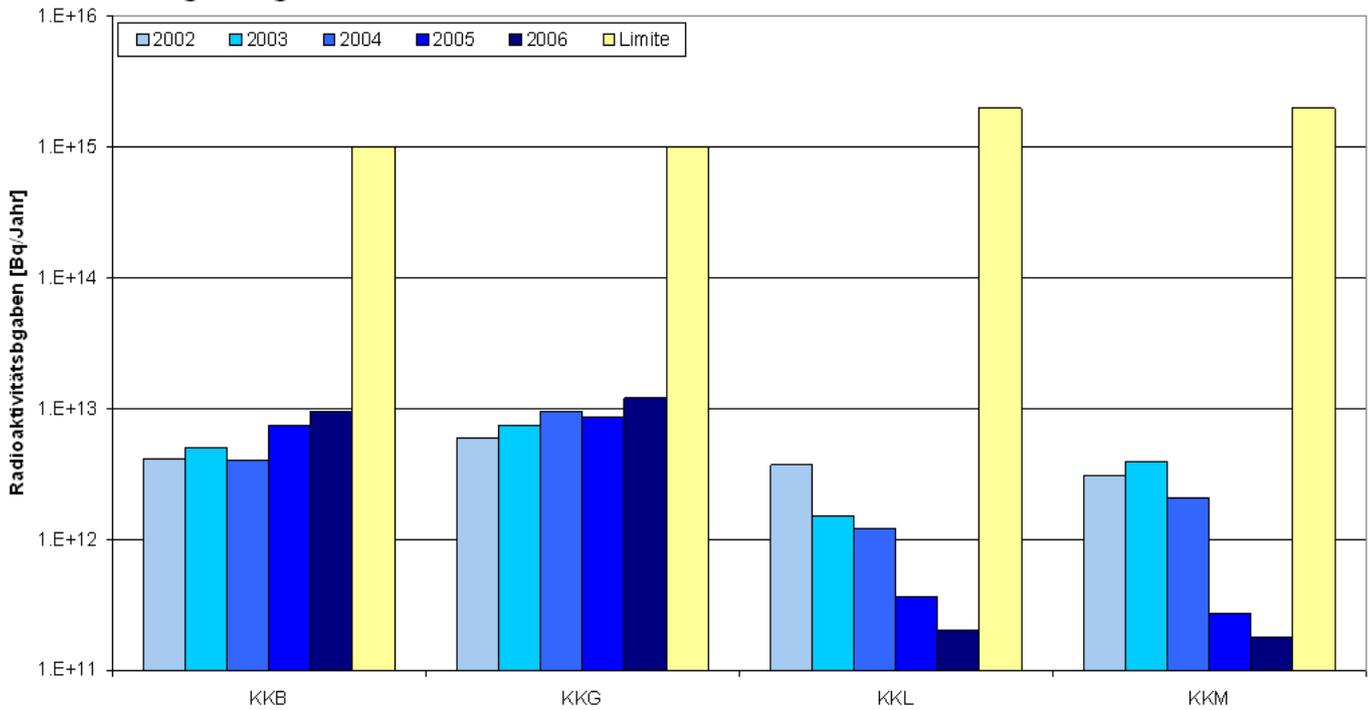
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet die HSK eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.006 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Gasen aus den Teilchenbeschleunigern im West-Areal des Institutes. 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 für das PSI bewilligten Anteils am quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv pro Jahr für den gemeinsamen Standort des PSI und des ZZL liegt.

Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in die Lagergebäu-

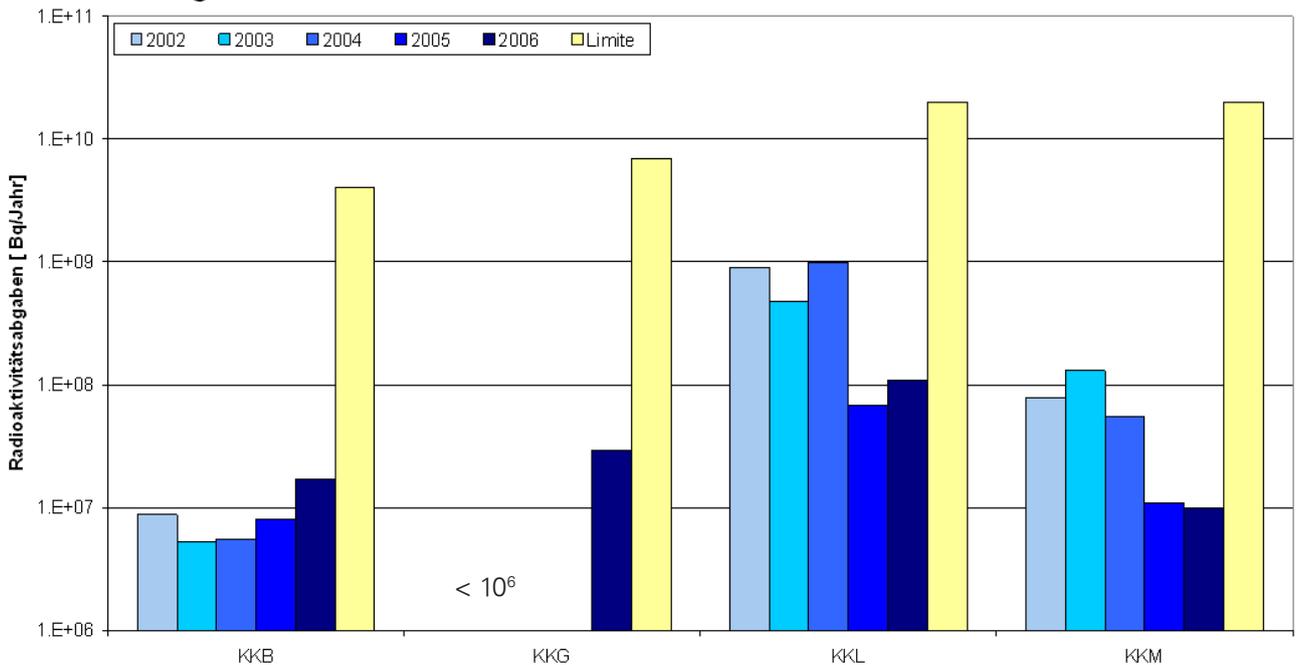
de für hoch- und mittelaktive Abfälle und im Hochregal-lager der Konditionieranlage. In der Verbrennungsanlage fanden zwischen Anfang März und Mitte April sowie im gesamten 4. Quartal 2006 Verbrennungskampagnen statt. Die für das Jahr 2006 bilanzierten Abgaben des ZZL sind

in den Tabellen 1 und 3a bis 3c zusammengestellt. Die daraus für die Umgebungsbevölkerung resultierenden Dosiswerte lagen weit unter 0.001 mSv und waren daher unbedeutend.

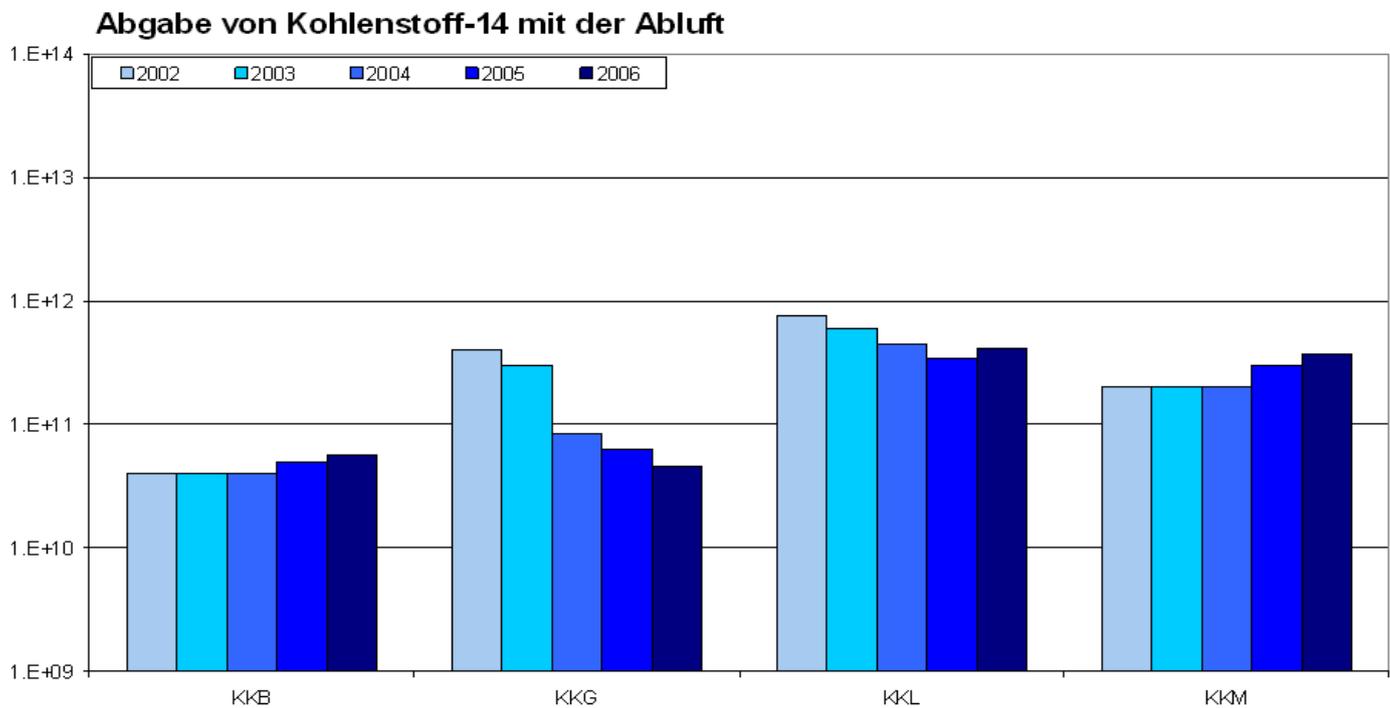
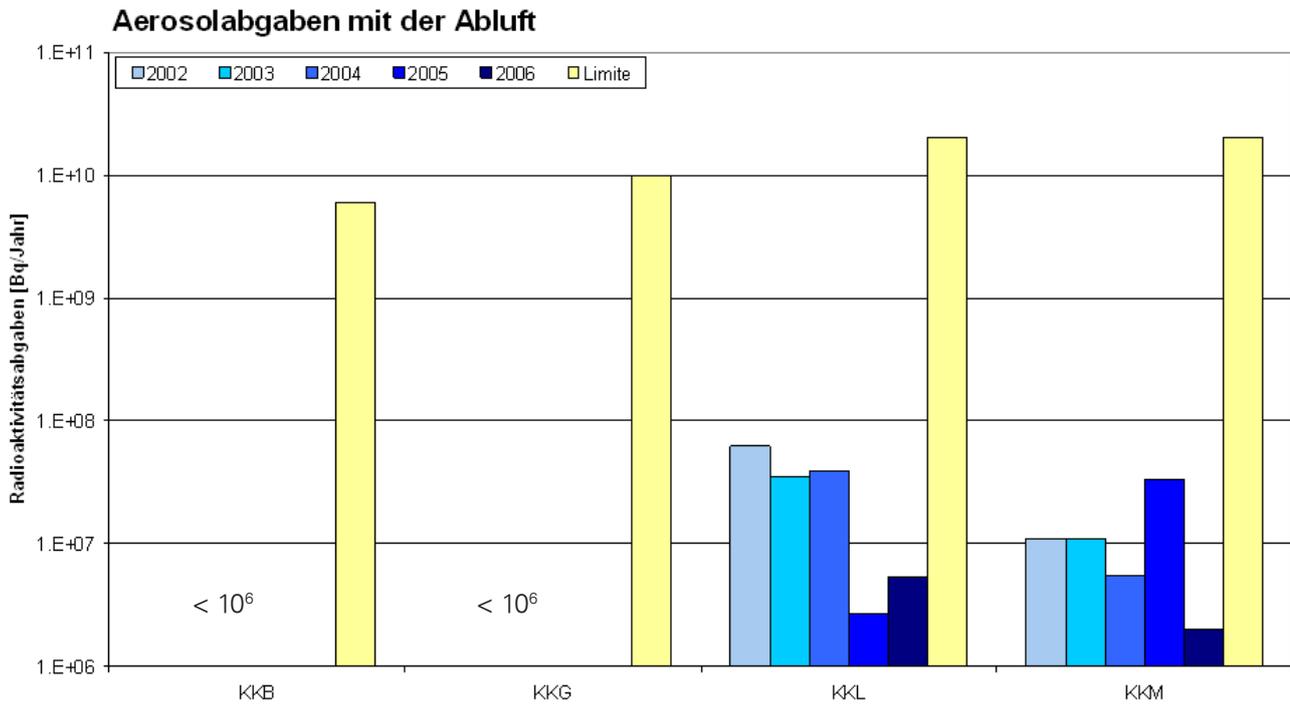
### Edelgasabgaben mit der Abluft



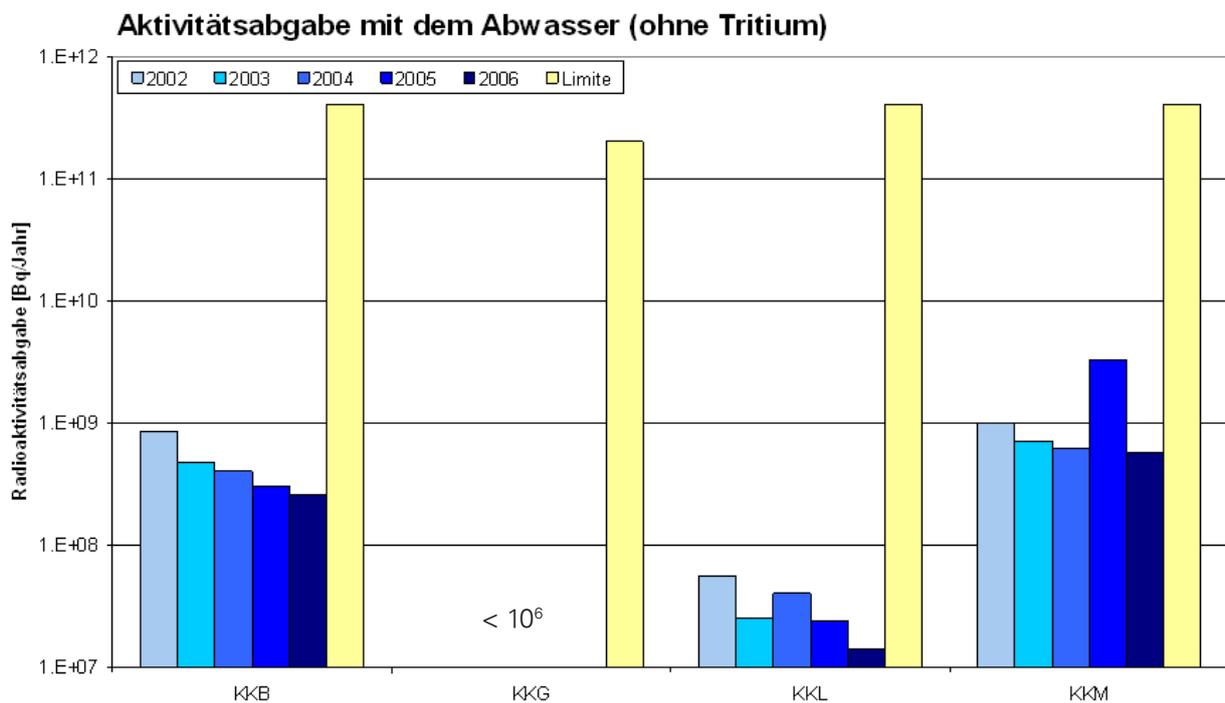
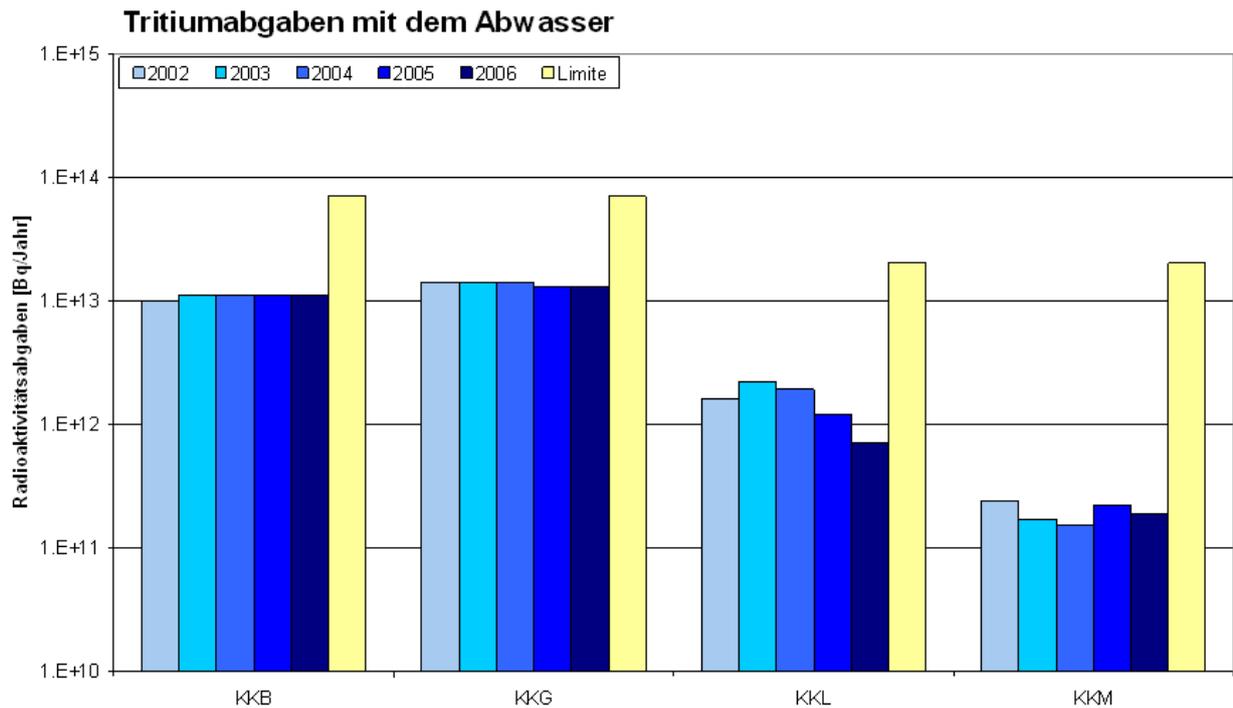
### Iodabgaben mit der Abluft



Figur 1a: Abgaben mit der Abluft der Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2002-2006) im Vergleich mit den entsprechenden Jahreslimiten. Falls die Abgaben von Iod unterhalb von 1.0 E+06 Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt.



**Figur 1b: Abgaben mit der Abluft der Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2002-2006) im Vergleich mit den entsprechenden Jahreslimiten (für Aerosole). Aerosolabgaben unterhalb von 1.0 E+06 Bq werden im Diagramm nicht dargestellt. Für <sup>14</sup>C bestehen keine Abgabelimiten.**



Figur 1c: Abgaben mit dem Abwasser der Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2002-2006) im Vergleich mit den entsprechenden Jahreslimiten. Abgaben mit dem Abwasser unter 1.0 E+07 Bq werden im Diagramm nicht dargestellt.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2006 für die Kernkraftwerke (siehe auch Figur 1) und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.

Ort	Medium	Art der Abgaben <sup>4</sup>	Lmiten <sup>1</sup>	Tatsächliche Abgaben <sup>2,4</sup>			Berechnete Jahresdosis <sup>3</sup>	
				Aequivalentabgaben		Bq pro Jahr	Erwachsene mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
			Bq pro Jahr	Prozent der Limite	Bq pro Jahr			
	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	$4 \cdot 10^{11}$	-	<0.1%	$4.3 \cdot 10^9$	<0.001	<0.001
	3'600 m <sup>3</sup>	Tritium	$7 \cdot 10^{13}$	$1.1 \cdot 10^{13}$	16%	$1.1 \cdot 10^{13}$	<0.001	<0.001
KKB1		Edelgase	$1 \cdot 10^{15}$	$9.5 \cdot 10^{12}$	1.0%	$8.6 \cdot 10^{12}$	<0.001	<0.001
+	Abluft	Aerosole	$6 \cdot 10^9$	-	<0.1%	$1.1 \cdot 10^5$	<0.001	<0.001
KKB2		Iod: <sup>131</sup> I	$4 \cdot 10^9$	$1.7 \cdot 10^7$	0.4%	$1.7 \cdot 10^7$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub>	-	-	-	$5.7 \cdot 10^{10}$	0.0017	0.0028
	Dosis total						0.0020	0.0032
	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	$4 \cdot 10^{11}$	$5.7 \cdot 10^8$	0.1%	$4.6 \cdot 10^9$	<0.001	<0.001
	4775 m <sup>3</sup>	Tritium	$2 \cdot 10^{13}$	$1.9 \cdot 10^{11}$	1.0%	$1.9 \cdot 10^{11}$	<0.001	<0.001
		Edelgase	$2 \cdot 10^{15}$	-	<0.1%	$1.1 \cdot 10^{11}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Aerosole	$2 \cdot 10^{10}$	-	<0.1%	$2.0 \cdot 10^6$	0.0039	0.0034
		Iod: <sup>131</sup> I	$2 \cdot 10^{10}$	-	<0.1%	$1.0 \cdot 10^7$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub>	-	-	-	$3.7 \cdot 10^{11}$	0.0013	0.0022
	Dosis total						0.0053	0.0056
	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	$2 \cdot 10^{11}$	-	<0.1%	$1.5 \cdot 10^7$	<0.001	<0.001
	7'052 m <sup>3</sup>	Tritium	$7 \cdot 10^{13}$	$1.3 \cdot 10^{13}$	19%	$1.3 \cdot 10^{13}$	<0.001	<0.001
		Edelgase	$1 \cdot 10^{15}$	$<1.2 \cdot 10^{13}$	<1.2%	$<1.1 \cdot 10^{13}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Aerosole	$1 \cdot 10^{10}$	-	<0.1%	$2.2 \cdot 10^5$	<0.001	<0.001
		Iod: <sup>131</sup> I	$7 \cdot 10^9$	$2.9 \cdot 10^7$	0.4%	$2.9 \cdot 10^7$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub>	-	-	-	$4.6 \cdot 10^{10}$	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001
	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	$4 \cdot 10^{11}$	-	<0.1%	$7.5 \cdot 10^7$	<0.001	<0.001
	13'123 m <sup>3</sup>	Tritium	$2 \cdot 10^{13}$	$7.0 \cdot 10^{11}$	3.5%	$7.0 \cdot 10^{11}$	<0.001	<0.001
		Edelgase	$2 \cdot 10^{15}$	-	<0.1%	$3.5 \cdot 10^{11}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Aerosole	$2 \cdot 10^{10}$	-	<0.1%	$1.0 \cdot 10^6$	<0.001	<0.001
		Iod: <sup>131</sup> I	$2 \cdot 10^{10}$	$1.2 \cdot 10^8$	0.6%	$1.2 \cdot 10^8$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub>	-	-	-	$4.1 \cdot 10^{11}$	0.0022	0.0037
	Dosis total						0.0023	0.0038
	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	$2 \cdot 10^{11}$	-	<0.1%	$2.8 \cdot 10^8$	<0.001	<0.001
	246 m <sup>3</sup>	Tritium	-	-	-	$8.5 \cdot 10^8$	<0.001	<0.001
		β-γ-Aerosole	$1 \cdot 10^9$	-	<0.1%	$2.7 \cdot 10^5$	<0.001	<0.001
	Abluft	α-Aerosole	$3 \cdot 10^7$	-	<0.1%	$8.5 \cdot 10^3$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub>	$1 \cdot 10^{12}$	-	<0.1%	$8.3 \cdot 10^7$	<0.001	<0.001
		Tritium	$1 \cdot 10^{14}$	-	<0.1%	$2.8 \cdot 10^8$	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001

**Tabelle 2: Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2006 und der daraus berechneten Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.**

	<b>PSI Ost</b>				
	Hochkamin	Saphir, Proteus	Forschungs-labor	Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle	Bundes-zwischen-lager
Abgaben im Abwasser <sup>2,4</sup> [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft <sup>2,4</sup> [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	$2.1 \cdot 10^{12}$	-	-	-	-
Beta/Gamma-Aerosole <sup>4</sup> , ohne Iod	$5.2 \cdot 10^7$	-	$2.2 \cdot 10^3$	$1.1 \cdot 10^3$	$2.4 \cdot 10^8$
Alpha-Aerosole	-	-	-	-	-
Iod	$2.4 \cdot 10^8$	-	-	-	-
Tritium in H <sub>2</sub> O	$4.9 \cdot 10^{10}$	$4.1 \cdot 10^8$	-	$2.0 \cdot 10^{10}$	$2.2 \cdot 10^9$
Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub>	-	-	-	-	-
Jahresdosis <sup>3</sup> [mSv/Jahr] für:					
Erwachsene	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Kleinkinder	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert <sup>1</sup>	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%

	<b>PSI West</b>			<b>Gesamtanlage des PSI<sup>2,4</sup></b>		
	Zentrale Fortluft-anlagen	Injektor II	C-Labor	Abgaben Bq / Jahr		
				Abwasser 1933 m <sup>3</sup>	Abluft	Aequivalent abgaben
Abgaben im Abwasser <sup>2,4</sup> [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$4.5 \cdot 10^7$	-	$2.2 \cdot 10^7$
Tritium	-	-	-	$3.8 \cdot 10^{10}$	-	-
Abgaben über die Abluft <sup>2,4</sup> [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$1.2 \cdot 10^{14}$	$9.0 \cdot 10^{10}$	-	-	$1.2 \cdot 10^{14}$	$2.7 \cdot 10^{14}$
$\beta/\gamma$ -Aerosole <sup>4</sup> , ohne Iod	$1.9 \cdot 10^{10}$	$4.0 \cdot 10^6$	-	-	$1.9 \cdot 10^{10}$	-
$\alpha$ -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod	$1.1 \cdot 10^8$	-	-	-	$3.5 \cdot 10^8$	$9.9 \cdot 10^7$
Tritium in H <sub>2</sub> O	$1.2 \cdot 10^{12}$	-	-	-	$1.3 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub>	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis <sup>3</sup> [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.0055	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.006	<0.006
Kleinkinder	0.0056	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.006	<0.006
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert <sup>1</sup>	3.7 %	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<4%	<4%

Tabelle 3a: Abgaben mit dem Abwasser der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2006: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben<sup>2)</sup>

Nuklid Alpha/Gamma- Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
<sup>3</sup> H	1.1·10 <sup>13</sup>	1.3·10 <sup>13</sup>	7.0·10 <sup>11</sup>	1.9·10 <sup>11</sup>	3.8·10 <sup>10</sup>	8.5·10 <sup>8</sup>
<sup>7</sup> Be					6.2·10 <sup>5</sup>	
<sup>22</sup> Na					2.8·10 <sup>5</sup>	4.6·10 <sup>5</sup>
<sup>24</sup> Na	1.7·10 <sup>7</sup>					
<sup>51</sup> Cr	7.6·10 <sup>6</sup>			1.7·10 <sup>8</sup>		1.8·10 <sup>5</sup>
<sup>54</sup> Mn	2.1·10 <sup>7</sup>		5.4·10 <sup>6</sup>	1.5·10 <sup>9</sup>	1.5·10 <sup>5</sup>	7.7·10 <sup>4</sup>
<sup>56</sup> Mn						
<sup>59</sup> Fe				4.8·10 <sup>6</sup>		
<sup>57</sup> Co	2.8·10 <sup>7</sup>				2.9·10 <sup>5</sup>	
<sup>58</sup> Co	2.8·10 <sup>9</sup>		4.5·10 <sup>6</sup>	2.1·10 <sup>8</sup>	6.4·10 <sup>5</sup>	
<sup>60</sup> Co	4.1·10 <sup>8</sup>	2.2·10 <sup>6</sup>	5.8·10 <sup>7</sup>	2.5·10 <sup>9</sup>	3.6·10 <sup>6</sup>	2.4·10 <sup>6</sup>
<sup>65</sup> Zn				1.2·10 <sup>8</sup>	6.1·10 <sup>4</sup>	
<sup>85</sup> Sr					9.4·10 <sup>4</sup>	
<sup>89</sup> Sr	3.0·10 <sup>7</sup>			1.8·10 <sup>6</sup>		
<sup>90</sup> Sr/ <sup>90</sup> Y	8.6·10 <sup>6</sup>			9.1·10 <sup>6</sup>	5.7·10 <sup>6</sup>	
<sup>95</sup> Zr	2.3·10 <sup>6</sup>					
<sup>95</sup> Nb	3.2·10 <sup>6</sup>					
<sup>99m</sup> Tc	8.6·10 <sup>5</sup>					
<sup>103</sup> Ru	1.4·10 <sup>6</sup>					
<sup>110m</sup> Ag	2.5·10 <sup>7</sup>					5.6·10 <sup>3</sup>
<sup>122</sup> Sb	2.0·10 <sup>7</sup>					
<sup>124</sup> Sb	3.9·10 <sup>8</sup>	1.0·10 <sup>6</sup>		2.1·10 <sup>6</sup>		4.5·10 <sup>4</sup>
<sup>125</sup> Sb	1.3·10 <sup>8</sup>					1.2·10 <sup>7</sup>
<sup>123m</sup> Te	1.7·10 <sup>7</sup>	1.2·10 <sup>7</sup>				
<sup>132</sup> Te	2.5·10 <sup>6</sup>	7.8·10 <sup>4</sup>				
<sup>125</sup> I					7.1·10 <sup>5</sup>	
<sup>131</sup> I	2.4·10 <sup>7</sup>	5.3·10 <sup>4</sup>				
<sup>133</sup> I	3.3·10 <sup>6</sup>					
<sup>134</sup> Cs	7.6·10 <sup>6</sup>		1.6·10 <sup>6</sup>		8.4·10 <sup>5</sup>	1.1·10 <sup>7</sup>
<sup>137</sup> Cs	3.2·10 <sup>8</sup>	4.0·10 <sup>4</sup>	5.4·10 <sup>6</sup>	7.7·10 <sup>7</sup>	2.3·10 <sup>7</sup>	2.6·10 <sup>8</sup>
<sup>140</sup> La	2.8·10 <sup>6</sup>					
<sup>141</sup> Ce	1.8·10 <sup>6</sup>				7.0·10 <sup>4</sup>	
<sup>152</sup> Eu					1.3·10 <sup>5</sup>	
<sup>154</sup> Eu					3.4·10 <sup>4</sup>	
<sup>172</sup> Lu					9.3·10 <sup>4</sup>	
<b>Alpha-Strahler</b>		<9.1·10 <sup>4</sup>	<2.6·10 <sup>5</sup>	2.2·10 <sup>5</sup>		
<sup>210</sup> Po						
<sup>239/240</sup> Pu	2.0·10 <sup>5</sup>				1.2·10 <sup>6</sup>	5.0·10 <sup>3</sup>
<sup>238</sup> Pu/ <sup>241</sup> Am	2.9·10 <sup>5</sup>				1.4·10 <sup>6</sup>	7.1·10 <sup>3</sup>
<sup>242</sup> Cm	1.4·10 <sup>5</sup>					5.9·10 <sup>2</sup>
<sup>243/244</sup> Cm	6.2·10 <sup>4</sup>				8.6·10 <sup>4</sup>	8.2·10 <sup>2</sup>

Tabelle 3b: Abgaben mit der Abluft der Kernanlagen, Edelgase und Iod 2006: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben

Nuklid Beta/Gamma- Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
<b>Gase, Edelgase</b>						
Tritium	$5.6 \cdot 10^{11}$	$5.7 \cdot 10^{11}$	$5.3 \cdot 10^{11}$	$3.2 \cdot 10^{10}$	$1.3 \cdot 10^{12}$	$2.3 \cdot 10^8$
$^{11}\text{C}$					$1.9 \cdot 10^{13}$	
$^{14}\text{C}$ (CO <sub>2</sub> )	$5.7 \cdot 10^{10}$	$4.6 \cdot 10^{10}$	$4.1 \cdot 10^{11}$	$3.7 \cdot 10^{11}$		$8.3 \cdot 10^7$
$^{13}\text{N}$					$2.0 \cdot 10^{13}$	
$^{15}\text{O}$					$7.9 \cdot 10^{13}$	
$^{18}\text{F}$					$6.1 \cdot 10^{11}$	
$^{24}\text{Ne}$					$6.5 \cdot 10^{11}$	
$^{41}\text{Ar}$				$7.9 \cdot 10^9$	$5.2 \cdot 10^{12}$	
$^{79}\text{Kr}$					$1.4 \cdot 10^9$	
$^{85}\text{Kr}$					$2.1 \cdot 10^{12}$	
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$3.7 \cdot 10^{11}$			$4.2 \cdot 10^{10}$	$6.3 \cdot 10^8$	
$^{87}\text{Kr}$						
$^{88}\text{Kr}$				$9.1 \cdot 10^9$	$3.8 \cdot 10^8$	
$^{122}\text{Xe}$					$2.3 \cdot 10^6$	
$^{125}\text{Xe}$					$9.0 \cdot 10^8$	
$^{127}\text{Xe}$					$1.5 \cdot 10^{11}$	
$^{129\text{m}}\text{Xe}$					$3.1 \cdot 10^9$	
$^{131\text{m}}\text{Xe}$					$1.4 \cdot 10^9$	
$^{133}\text{Xe}$	$3.5 \cdot 10^{12}$		$4.0 \cdot 10^{10}$		$3.3 \cdot 10^8$	
$^{133\text{m}}\text{Xe}$					$1.0 \cdot 10^8$	
$^{135}\text{Xe}$	$4.1 \cdot 10^{12}$		$2.2 \cdot 10^{11}$			
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$8.6 \cdot 10^{10}$			
EG-Aequiv. <sup>4)</sup>				$4.7 \cdot 10^{10}$		
EG: Beta-total		$<1.1 \cdot 10^{13}$				
Andere	$6.3 \cdot 10^{11}$					
<b>Iod</b>						
$^{123}\text{I}$					$2.4 \cdot 10^8$	
$^{124}\text{I}$					$1.0 \cdot 10^6$	
$^{125}\text{I}$					$5.2 \cdot 10^7$	
$^{126}\text{I}$					$3.6 \cdot 10^5$	
$^{131}\text{I}$	$1.7 \cdot 10^7$	$2.9 \cdot 10^7$	$1.2 \cdot 10^8$	$1.0 \cdot 10^7$	$6.0 \cdot 10^7$	
$^{133}\text{I}$	$5.4 \cdot 10^7$					

Tabelle 3c: Abgaben mit der Abluft der Kernanlagen, Aerosole 2006: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben

Nuklid Beta/Gamma- Aerosole	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
<sup>7</sup> Be					2.4·10 <sup>8</sup>	
<sup>22</sup> Na						
<sup>38</sup> S					2.4·10 <sup>9</sup>	
<sup>38</sup> Cl						
<sup>39</sup> Cl					3.1·10 <sup>10</sup>	
<sup>54</sup> Mn			1.9·10 <sup>5</sup>			
<sup>58</sup> Co			1.4·10 <sup>5</sup>	5.2·10 <sup>4</sup>		
<sup>60</sup> Co		1.9·10 <sup>4</sup>	3.2·10 <sup>5</sup>	1.2·10 <sup>6</sup>	1.8·10 <sup>6</sup>	
<sup>65</sup> Zn				3.6·10 <sup>5</sup>		
<sup>69</sup> Ge					6.8·10 <sup>5</sup>	
<sup>72</sup> As					8.3·10 <sup>5</sup>	
<sup>73</sup> As					1.4·10 <sup>6</sup>	
<sup>75</sup> Se					3.8·10 <sup>4</sup>	
<sup>77</sup> Br					2.9·10 <sup>6</sup>	
<sup>82</sup> Br					8.0·10 <sup>8</sup>	
<sup>89</sup> Sr				7.1·10 <sup>4</sup>		
<sup>90</sup> Sr						
<sup>99m</sup> Tc					2.0·10 <sup>7</sup>	
<sup>123m</sup> Te		2.0·10 <sup>5</sup>				
<sup>137</sup> Cs		4.1·10 <sup>3</sup>		6.8·10 <sup>4</sup>	9.1·10 <sup>3</sup>	6.8·10 <sup>2</sup>
<sup>140</sup> Ba			3.2·10 <sup>5</sup>	7.7·10 <sup>4</sup>		
<sup>140</sup> La			1.1·10 <sup>6</sup>			
<sup>181</sup> Re					9.7·10 <sup>7</sup>	
<sup>182</sup> Re					1.6·10 <sup>8</sup>	
<sup>183</sup> Os					2.2·10 <sup>8</sup>	
<sup>183m</sup> Os					3.6·10 <sup>8</sup>	
<sup>185</sup> Os					1.4·10 <sup>8</sup>	
<sup>192</sup> Au					3.4·10 <sup>9</sup>	
<sup>193</sup> Au					1.3·10 <sup>8</sup>	
<sup>194</sup> Au					6.5·10 <sup>7</sup>	
<sup>193</sup> Hg					1.1·10 <sup>6</sup>	
<sup>193m</sup> Hg					3.1·10 <sup>8</sup>	
<sup>195</sup> Hg					1.2·10 <sup>10</sup>	
<sup>195m</sup> Hg					1.7·10 <sup>8</sup>	
<sup>197m</sup> Hg					2.8·10 <sup>8</sup>	
<sup>203</sup> Hg					3.7·10 <sup>8</sup>	
Nicht spezifizerte	1.1·10 <sup>5</sup>					2.7·10 <sup>5</sup>
<b>Alpha-Aerosole</b>	2.5·10 <sup>4</sup>	4.8·10 <sup>4</sup>	<3.4·10 <sup>4</sup>	1.4·10 <sup>5</sup>	-	8.5·10 <sup>3</sup>

**Fussnoten der Tabellen 1 bis 3**

<sup>1</sup> Abgabelimiten gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) für die Kernkraftwerke unter 0.2 mSv/Jahr respektive das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) unter 0.05 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2003 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.

<sup>2</sup> 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 ZZL oder PSI. Die Messunsicherheit beträgt ca. + 50%. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden von der HSK als nicht-relevant betrachtet.

<sup>3</sup> 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.

<sup>4</sup> Bei der Art der Abgaben resp. den Tatsächlichen Abgaben ist folgendes zu präzisieren:

**Abwasser:** Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten 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  $5 \times 10^{-8}$  Sv/Bq. Die unnormierte Summe der Abwasserabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.

**Edelgase:** Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von  $2 \times 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von  $2 \times 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von  $4.4 \times 10^{-7}$  (Sv/Jahr)/(Bq/m<sup>3</sup>). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.

Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine Gamma-total-Messung durchgeführt; für die Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% <sup>133</sup>Xe, 10% <sup>135</sup>Xe und 10% <sup>88</sup>Kr angenommen.

**Gase:** Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide <sup>11</sup>C, <sup>13</sup>N, <sup>15</sup>O und <sup>41</sup>Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die einzelnen Abgabestellen und das gesamte PSI die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Für die Gesamtanlage wird zusätzlich auch die auf den Referenz-CA-Wert von  $2 \times 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> normierte Abgabe aufgeführt.

**Aerosole:** Hier ist in jedem Fall 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 dem gegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

**Iod:** Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von <sup>131</sup>I limitiert; somit ist bei den tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtabgabe wird zudem auch ein <sup>131</sup>Iod-Aequivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von <sup>131</sup>I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen.

Für die Berechnung der Jahresdosis werden sowohl für die KKW wie für das PSI immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von <sup>133</sup>I berücksichtigt.

**Kohlenstoff <sup>14</sup>C:** In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des <sup>14</sup>C, der für die Dosis relevante ist, angegeben. Die für <sup>14</sup>C angegebenen Werte basieren bei allen Werken auf aktuellen Messungen.

## Kapitel 8.2

# Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)

**B. Bucher, R. Sardella**

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

### Zusammenfassung

Das MADUK-System (Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke) misst und überwacht ganzjährig rund um die Uhr die Dosisleistung in der Umgebung der Kernkraftwerke. Es dient der Beweissicherung für die Behörden und gegenüber der Öffentlichkeit und ermöglicht das Erkennen von Betriebsstörungen und Unfällen, da Erhöhungen gegenüber den natürlichen Dosiswerten in der HSK automatisch angezeigt werden. Bei einem Störfall unterstützt MADUK die HSK Notfallorganisation bei der Bestimmung des betroffenen Gebietes und der Einschätzung der möglichen Massnahmen anhand des integrierten Ausbreitungsprogramms TIS/ADP und durch den schnellen Datenaustausch mit Behörden.

### 8.2.1 Übersicht

Das MADUK-System (Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke) inklusive der Einrichtungen zur Übernahme von Anlageparametern (ANPA) und Kaminemissionswerten aus den Kernkraftwerken wurde im Laufe des Jahres 1993 aufgebaut und ab Frühling 1994 in den operationellen Betrieb überführt. Das MADUK-Netz zur Messung der Dosisleistungen besteht aus insgesamt 57 Immissionsmessstationen in der Umgebung der vier Kernkraftwerke (siehe Figur 2). Die Geiger-Müller-Zählrohre in den Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohr/e) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). Zur Übernahme der Kaminemissionswerte der Kernkraftwerke und deren ANPA-Daten (die wichtigsten Anlagenparameter der Primär- sowie Sekundäranlage) und zur Datenzwischenspeicherung vor Ort werden so genannte Frontendrechner innerhalb der Kernkraftwerke

Bezau, Leibstadt und Mühleberg sowie in Olten für das Werk Gösgen eingesetzt. Alle diese Daten werden auf dem Weg zur MADUK-Zentrale über die Messringknoten geleitet. Neben den notwendigen Netzwerkeinrichtungen befinden sich in der MADUK-Zentrale der HSK ein UNIX Servercluster für das Verarbeiten und Archivieren von Daten, ein Alarmierungssystem und ein Backupsystem. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit den externen Partnern: Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg sowie MeteoSchweiz in Zürich. Die Subsysteme beliefern auch die Systeme ADAM und ADPIC in der HSK (siehe Figur 3). Die Daten von MADUK können mittels einer speziellen Software auf bestimmten Windows-Arbeitsplatzrechnern in der HSK, in den Kernkraftwerken und bei der SUEr (Sektion Überwachung Radioaktivität des Bundesamts für Gesundheit) visualisiert werden. Auf der Internetseite [www.hsk.ch](http://www.hsk.ch) unter der Rubrik Messen/Messwerte Radioaktivität sind die Stunden- und Tagemittelwerte aller MADUK Stationen abrufbar

### 8.2.2 Systeminstandhaltung und –ergänzung

In den Jahren 1999 – 2001 musste das System erstmals an den aktuellen technischen Stand angepasst werden. Weitere Erneuerungen und Ertüchtigungen werden nun seit 2002 jährlich umgesetzt.

Im Jahr 2006 wurde die Alarmierung auf den neuesten technischen Stand gebracht. Zudem sind nun alle, seit Inbetriebnahme des MADUK-Systems erhobenen Immissionswerte in der aktuellen Datenbank abrufbar. Die im Jahr 2005 entwickelten GIS-basierten Kartengrafiken wurden mit Modulen für die Darstellung von Verlaufskurven und Messwertlisten erweitert (siehe Figur 4).

### 8.2.3 Systemverfügbarkeit und Störungen

Die Systemverfügbarkeit ist bei MADUK von besonderer Bedeutung, da das System eine kontinuierliche Überwachung gewährleisten muss, die auch von der Öffentlichkeit wahrgenommen werden soll. Mit der Kenngrösse „Systemverfügbarkeit“ wird die Einsatztauglichkeit des Gesamtsystems MADUK beurteilt: Systemstörungen, die zu wesentlichen Nutzungseinschränkungen des Systems geführt haben, werden als Ausfallzeit in Stunden erfasst. Im Berichtsjahr lag die Systemverfügbarkeit bei rund 99%. Der Betrieb betreffs ANPA und EMI-Daten wurde in der ersten Woche September geändert. Statt einer Zuschaltung der Daten nur in bestimmten Fällen und/oder auf Verlangen des HSK-Pikett wurde eine permanente Zuschaltung zwischen der HSK und den Werken vereinbart. Diese permanente Zuschaltung soll für drei Jahre in einer Testphase verfolgt werden. Die Verfügbarkeit der ANPA- und EMI-Daten ist ebenfalls in der Systemverfügbarkeit von 99% eingerechnet.

Über die wichtigen Systemstörungen und Betriebsvorkommnisse wird im Folgenden kurz berichtet. Störungen bei den Telefon-Mietleitungen haben bei den IMM-Stationen 4, 9, 10 und 11 bei Mühleberg Datenausfälle von mehreren Stunden produziert. Zudem sind Ausfälle der Dauer einiger Stunden bei den IMM-Stationen 4 und 7 bei Beznau, 11 bei Gösigen, 5 bei Leibstadt sowie 10 bei Mühleberg Defekten in der Sonden-Hardware, oder gestörten Modems zuzuschreiben. Arbeiten durch Dritte an einigen Standorten haben kurze Unterbrechungen der Datenlieferung aus den IMM-Stationen 12 bei Beznau, 3 bei Gösigen und 1 bei Mühleberg verursacht.

### 8.2.4 Qualitätssicherung

Die Aufgaben im Bereich der Qualitätssicherung basieren auf dem Qualitätsmanagementsystem der HSK und dem darauf abgestützten Betriebshandbuch MADUK. Dadurch ist gewährleistet, dass alle Aufgaben im Zusammenhang mit dem Betrieb, der Wartung und der Instandhaltung/Erneuerung qualitätsgestützt und nachvollziehbar bearbeitet werden. Die wesentlichen qualitätssichernden Massnahmen werden im Folgenden beschrieben.

In Anlehnung an die „Empfehlungen zur Sicherstellung der Messdatenqualität von Umgebungsdosimetriesystemen“ der Eidgenössische Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität vom 24. November 2004 werden die neu in Einsatz kommenden MADUK Sonden geeicht. Die Eichung hat eine dreijährige Gültigkeit. Das

Messverhalten der Sonden zwischen den Eichungen wird mittels der halbjährlichen Genauigkeitstests verfolgt. Bei den Genauigkeitstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate des Niederdosis- und des Hochdosis-Zählrohres überprüft. Mit einer 460 kBq <sup>137</sup>Cs-Quelle werden erhöhte Werte bei jeder Sonde während ca. einer Stunde produziert und in einer späteren Analyse mit Referenzwerten verglichen. Gleichzeitig wird diese Sondenfunktionskontrolle auch für die Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung im MADUK-Datenarchiv sowie der Alarmauslösung gemäss den festgelegten Schwellwerten benutzt. Im Jahr 2006 ergaben die zwei durchgeführten Funktionskontrollen, dass alle Messsonden die technischen Spezifikationen und Vorgaben des Sondenherstellers erfüllen. Die Archivierung und Alarmierung funktionierten ebenfalls einwandfrei.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden in-situ-Messungen mittels Gammaskopimetrie im Feld durchgeführt. Mit Hilfe eines Germanium-Detektors wird die emittierte Gammastrahlung von natürlichen und künstlichen Nukliden gemessen, welche in einem gewissen Radius um den Detektor auf und im Boden abgelagert wurden oder im Boden natürlicherweise vorkommen. Der Abstand Detektor – Boden beträgt 1 m. Gemäss Planung wird pro Jahr abwechslungsweise in der Umgebung zweier Kernkraftwerke gemessen. Im September 2006 wurde eine Messkampagne mit 27 in-situ-Messungen an den MADUK Stationen bei Beznau und Mühleberg durchgeführt. Dabei gab es 7 Messergebnisse, die ausserhalb des entsprechenden Toleranzbereiches lagen und vertieft analysiert wurden. Bei den Standorten der Stationen 15, 16 und 17 des Messrings Beznau und 10 des Messrings Mühleberg lag das Verhältnis des aktuellen Messwerts zum aktuellen Bezugswert von 1993 unterhalb der festgelegten Bandbreiten für <sup>137</sup>Cs. Die Cäsium-Aktivität hat an diesen Standorten stärker abgenommen als erwartet. Weil sich <sup>137</sup>Cs in immer tiefere Erdschichten verlagert, nimmt entsprechend die gemessene Aktivität ab. Aus diesem Grund wird bei der nächsten Messkampagne der Bezugswert vom Jahr 1993 auf den von 2004 geändert. Bei natürlich vorkommenden Radionukliden wurden folgende, nicht schlüssig erklärbare Abweichungen festgestellt: beim Standort der Station 10 des Messrings Mühleberg lag das Verhältnis Messwert zu Bezugswert unterhalb der festgelegten Bandbreiten für <sup>232</sup>Th. Bei den Standorten der Stationen 11 und 5 des Messrings Beznau lag das Verhältnis Messwert zu Bezugswert oberhalb resp. unterhalb der festgelegten Bandbreiten für <sup>238</sup>U.

### 8.2.5 Messergebnisse

Erhöhte Ortsdosisleistungswerte, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückzuführen waren, wurden keine festgestellt.

Im Rahmen der jährlichen Überprüfungs-kampagne bei den NADAM Sonden wurden bei den Meteotürmen und beim Personalrestaurant des PSI durch die dort positionierten MADUK-Stationen jeweils für eine halbe Stunde erhöhte Werte registriert:

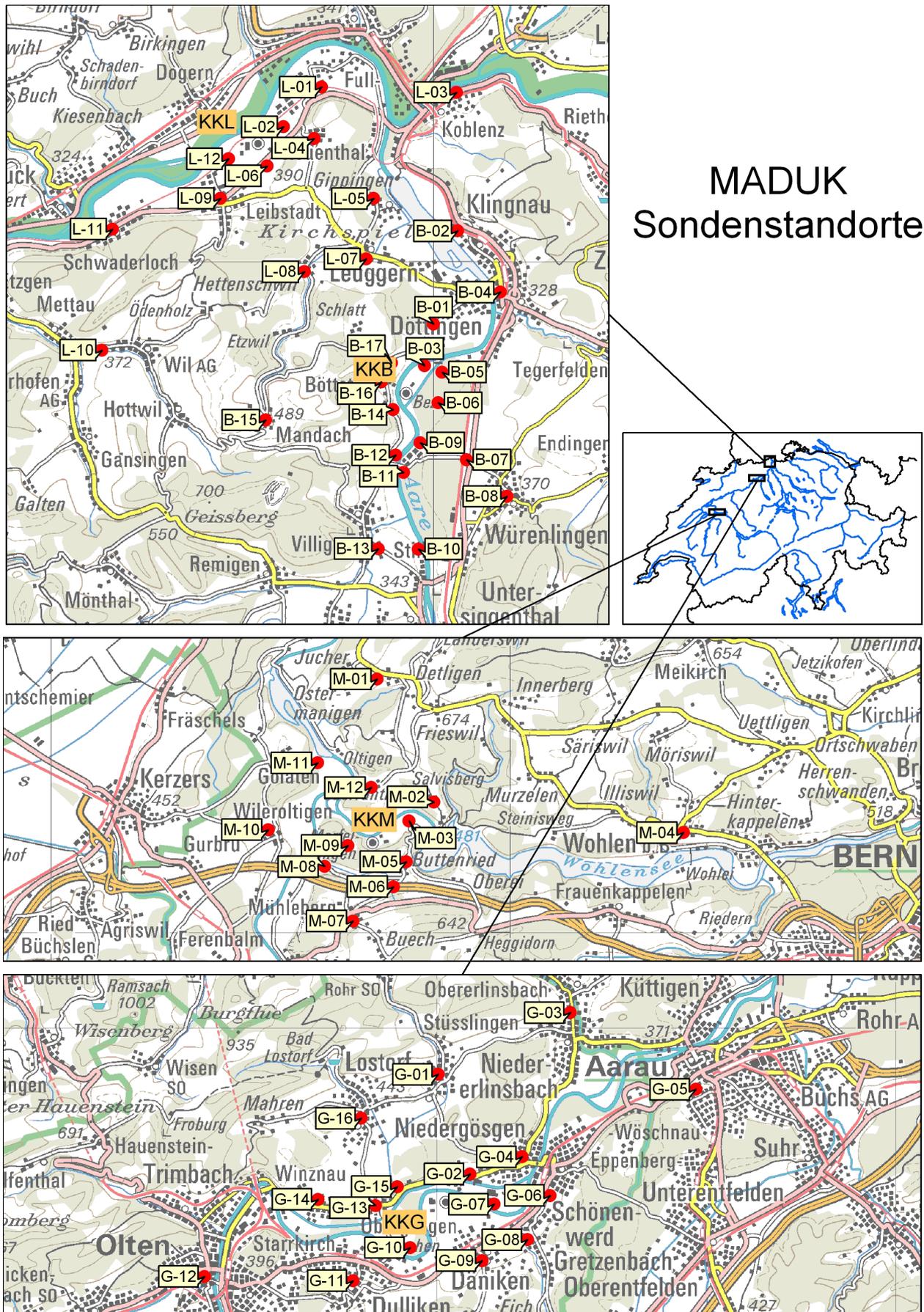
- bei der IMM-Station 11 des Messrings Beznau betrug der Maximalwert 3607 nSv/h,
- bei der IMM-Station 7 des Messrings Gösgen 1276 nSv/h,
- bei der IMM-Station 6 des Messrings Leibstadt 481 nSv/h,
- bei der IMM-Station 3 des Messrings Mühleberg 305 nSv/h.

Am 05. Mai um 14:10 Uhr ist eine 1-stündige Überschreitung des auf 50 nSv/h gesetzten Schwellwertes für die Nettodosisleistung bei der Messstation L-10 (Wil) aufgezeichnet worden: eine maximale Nettodosisleistung von 88 nSv/h wurde bestimmt. Am Anfang der Erhöhung (d.h. in der ersten halbe Stunde) befand sich die Sonde im meteorologisch plausiblen Ausbreitungsfeld vom Werk Leibstadt: das HSK-Pikett wurde dementsprechend automatisch alarmiert und konnte vom KKL-Pikett erfahren, dass keine erhöhte Abgaben zu verzeichnen seien. In der entsprechenden Zeitperiode zeigten die Regenmesser bei den Meteomasten von KKL, KKB und PSI schwachen Niederschlag (bis zu 1 mm in 10 Minuten); der Signalverlauf der Sonde L-10 ist jedoch typisch für einen hohen lokalen Washou-Effekt. In den Tagen 17. und 18. September wurden Ortsdosisleistungswerte bis 236 nSv/h gemessen und mehrere Überschreitungen des Nettodosisleistungsschwellwertes von 50 nSv/h registriert. In dieser Zeit von relativ schwachem Regen (bis zu 1.4 mm in 10 Minuten) haben praktisch alle Sonden in den vier Messringen Erhöhungen in den gemessenen Ortsdosisleistungen gezeigt. Am 17. September war bei der Messstation B-04 (Döttingen) eine 1-stündige Überschreitung des auf 50 nSv/h gesetzten Schwellwertes für die Nettodosisleistung mit einem Maximum von 71 nSv/h, bei der Messstation G-01 (Stüsslingen) eine 20-minütige Überschreitung mit maximalem Wert von 56 nSv/h und bei der Messstation L-10 (Wil) eine 30-minütige Überschreitung mit maximalem Wert von 62 nSv/h zu verzeichnen. Am nächsten Tag waren die Werte der Messstation L-10 erneut für zweieinhalb Stunden über den 50 nSv/h-Schwellwert (maximaler Wert 60 nSv/h). In den entsprechenden Zeitperioden befanden sich die Sonden mit erhöhten Werten in keinem vom Wind überstrichenen Gebiet. Das schnelle Abklingen der Mess-

werte deutet auf sehr kurzlebige Radioisotope hin, die z.B. auch in der Zerfallsreihe des natürlich vorkommenden Radon zu finden sind. Dies lässt vermuten, dass die Erhöhungen auf den Washout von natürlichen Radioisotopen in der Atmosphäre zurückzuführen sind. Die erwähnten Dosisleistungsmesswerte sind radiologisch unbedeutend.

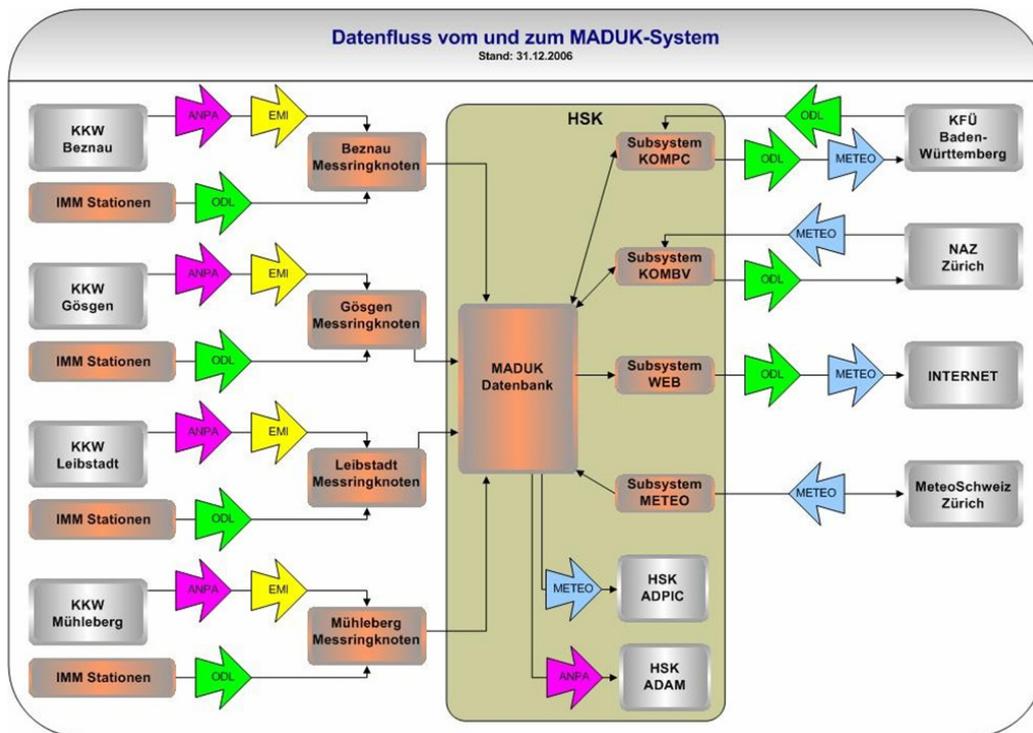
Die Figuren 5a bis 5d zeigen die Maxima, die Minima und die Mediane der Tagesmittelwerte in den Umgebungen der Kernkraftwerke für das Berichtsjahr. Die Werte liegen im normalen Schwankungsbereich. Zu erkennen ist z.B. wie Anfang März die Schneedecke die gemessenen Ortsdosisleistungen in allen Messringen herunterdrückte und wie im September starker Niederschlag vor allem in den Messringen KKG und KKL zu höheren Ortsdosisleistungen führte.

Ein mehrjähriger Zeitverlauf der Tagesmittelwerte bei ausgewählten Sonden ist in den Figuren 6a bis 6d dargestellt.

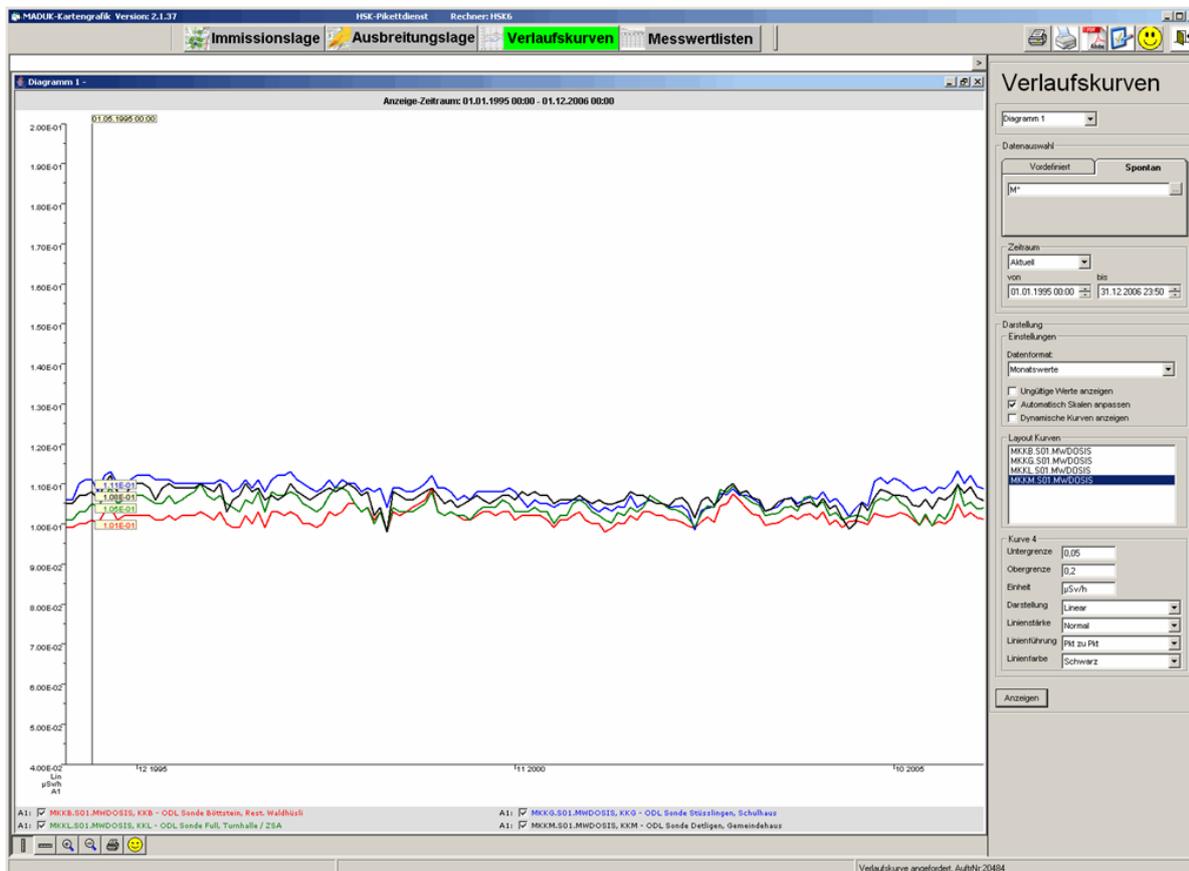


## MADUK Sondenstandorte

Figur 2: Die vier MADUK-Messringe mit den Bezeichnungen der Messstationen.

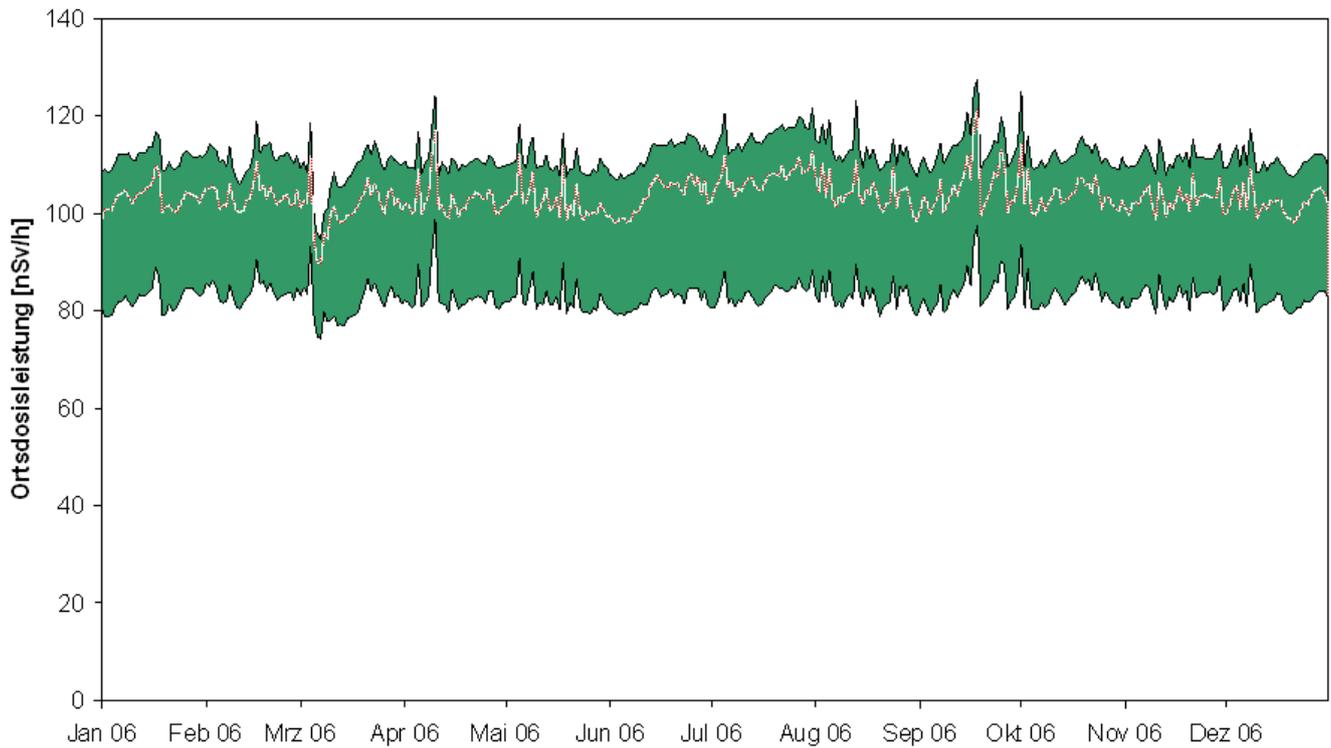


Figur 3: Schematische Darstellung aller Datenflüsse zum und vom MADUK-System. Die Ortsdosisleistungen (ODL)-, Metro- und Emissionsdaten (EMI) verkehren im 10-Minuten-Takt, die ANPA-Daten mit einem 2-Minuten-Rhythmus.



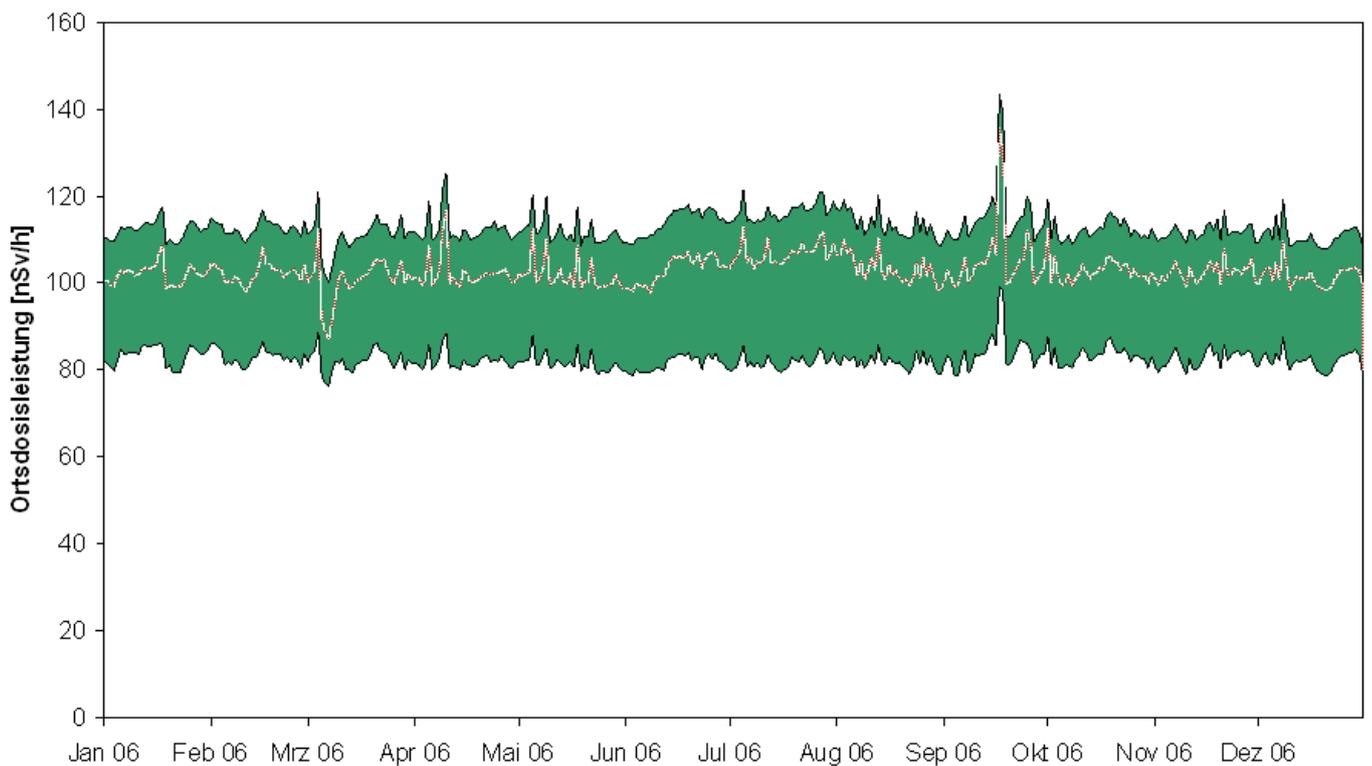
Figur 4: Die neuen Verlaufskurven der MADUK-Software zeigen anhand des Beispiels von einer Sonde für jeden Messung die Monatsmittelwerte über die Messperiode vom Januar 1995 bis zum Dezember 2006.

Messring KKB



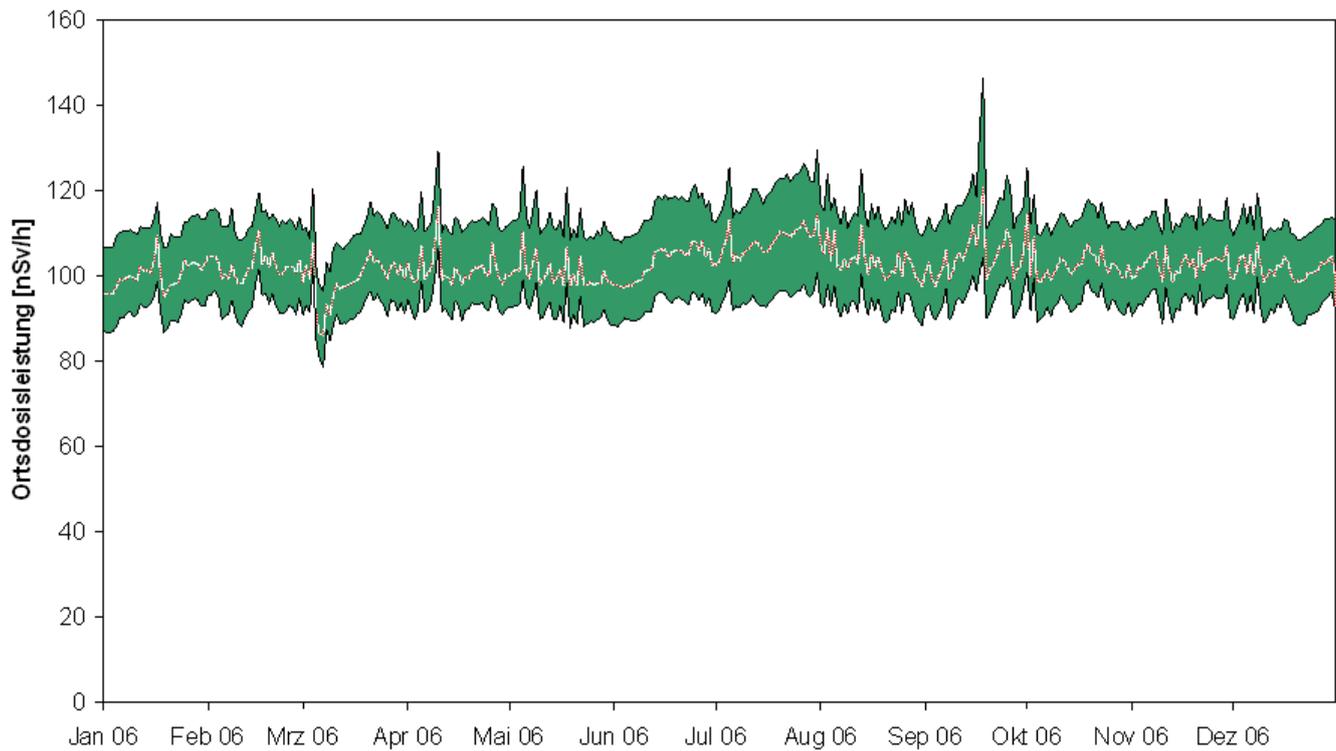
**Figur 5a: Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für den Messring KKB. Die Spitzen sind auf Washout-Effekte von natürlichen Radionukliden bei Niederschlag zurückzuführen.**

Messring KKG



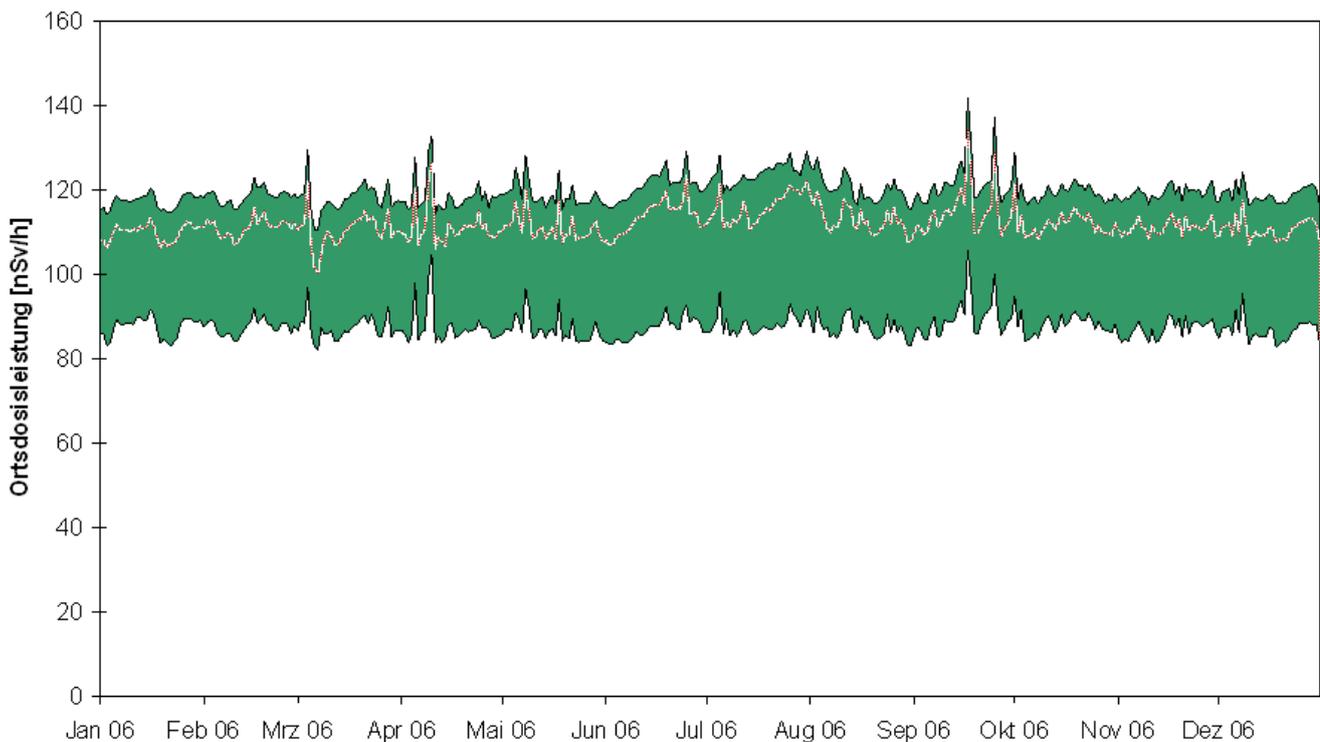
**Figur 5b: Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für den Messring KKG. Die Spitzen sind auf Washout-Effekte von natürlichen Radionukliden bei Niederschlag zurückzuführen.**

Messring KKL



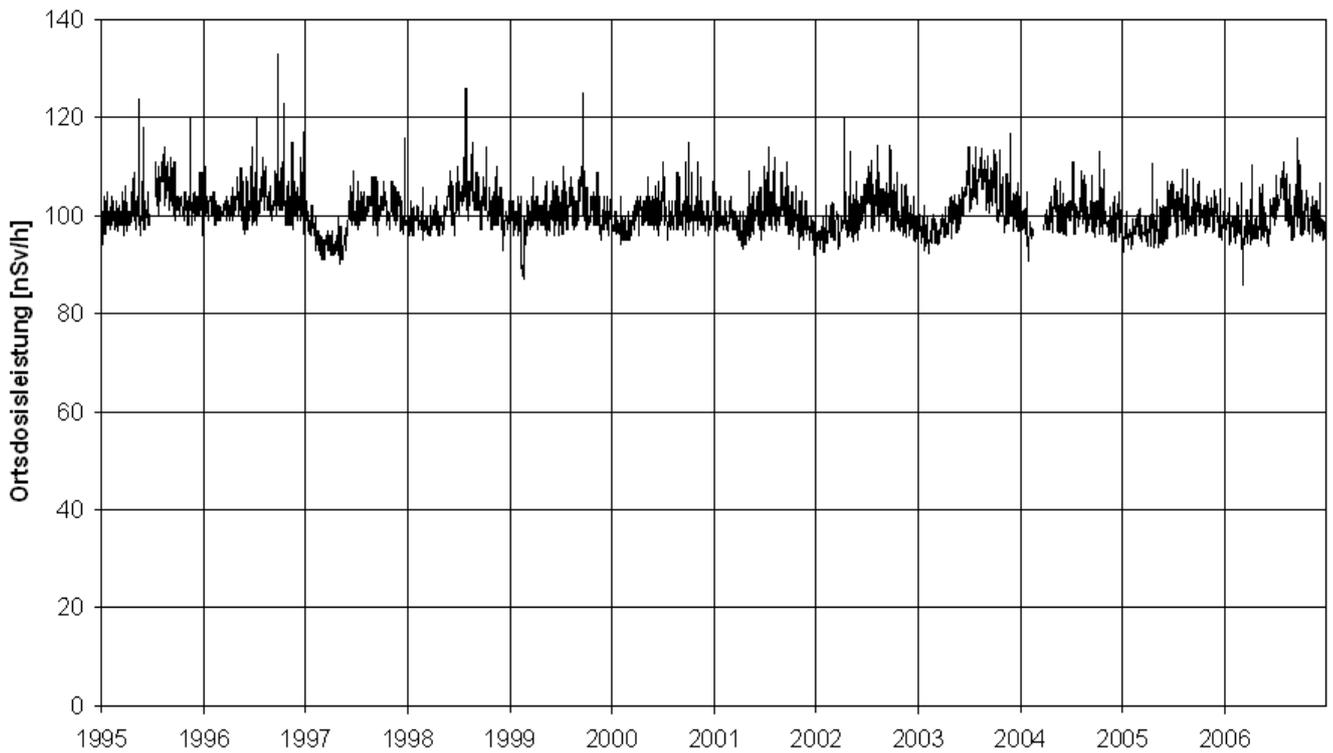
**Figur 5c: Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für den Messring KKL. Die Spitzen sind auf Washout-Effekte von natürlichen Radionukliden bei Niederschlag zurückzuführen.**

Messring KKM



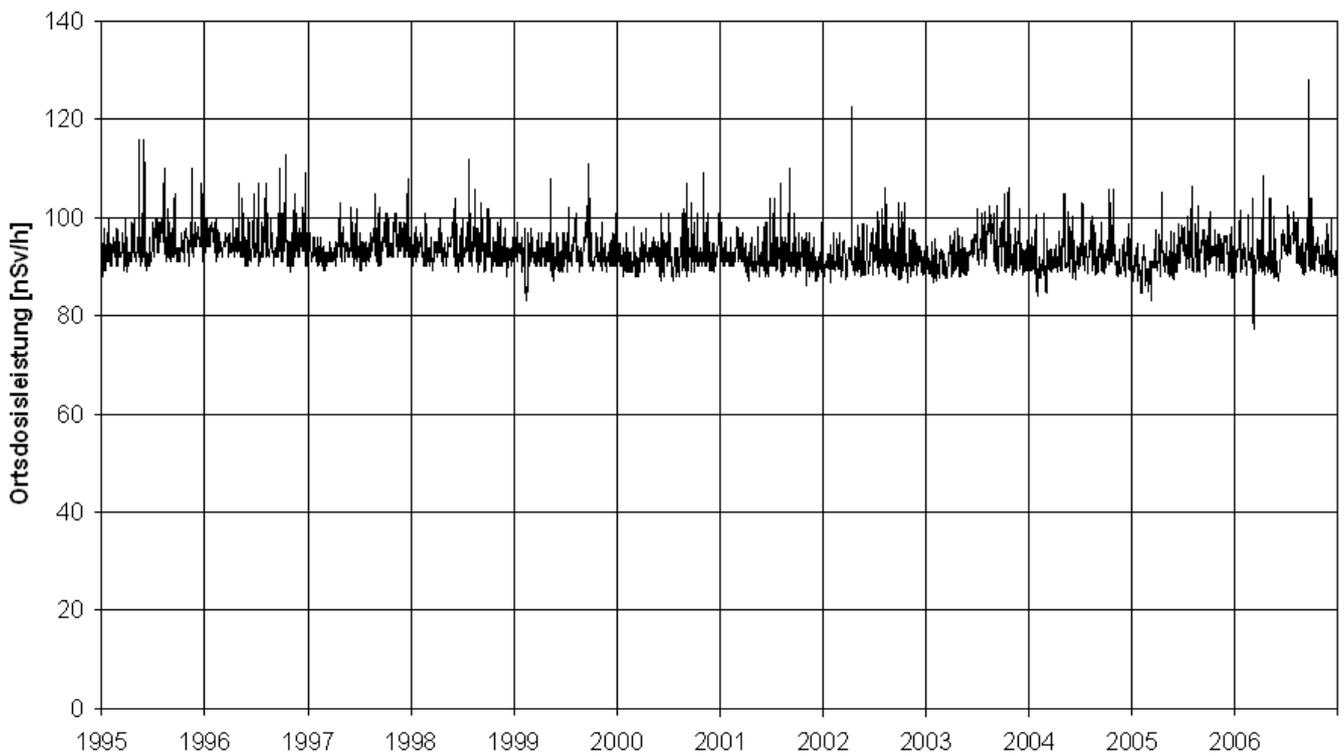
**Figur 5d: Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für den Messring KKM. Die Spitzen sind auf Washout-Effekte von natürlichen Radionukliden bei Niederschlag zurückzuführen.**

B-03



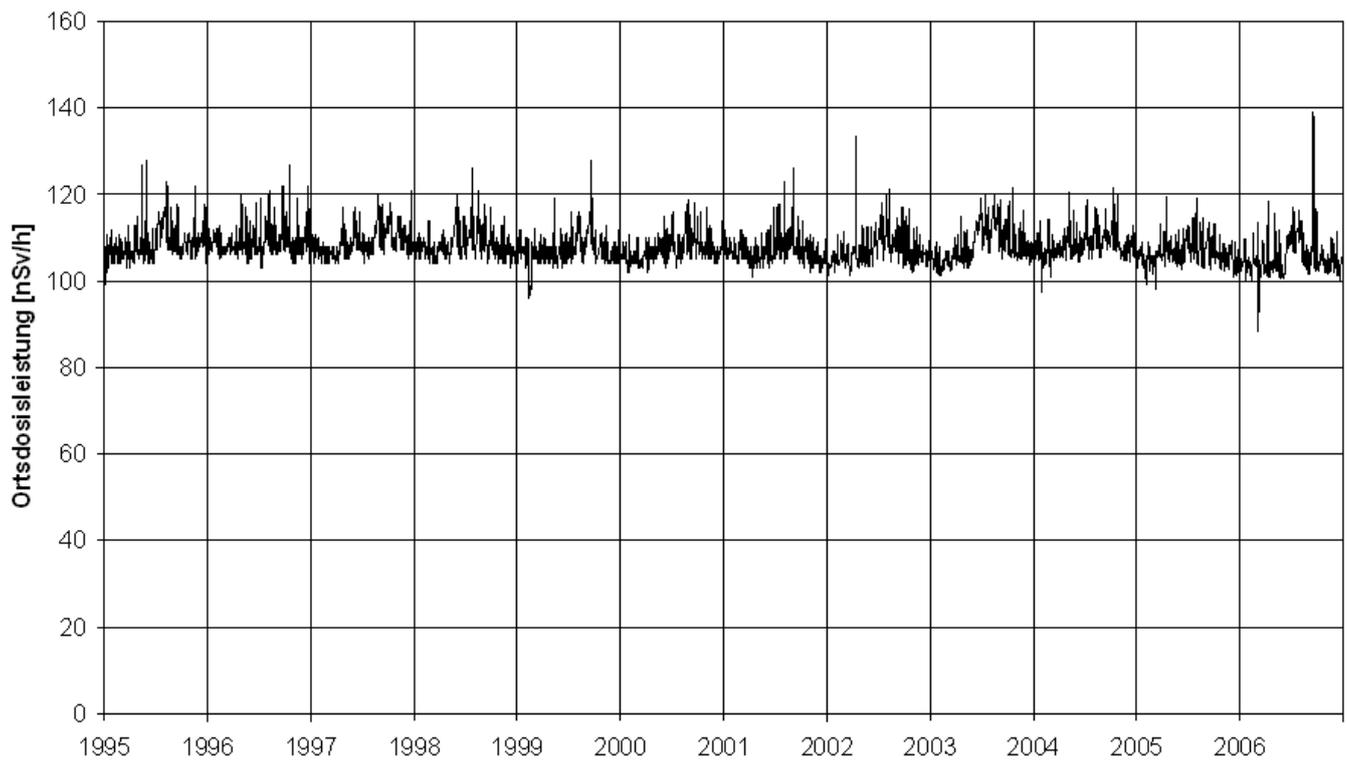
**Figur 6a: Tagesmittelwerte der Sonde am Meteoturm für die Jahre 1995-2006 (Messring KKB).**

G-07



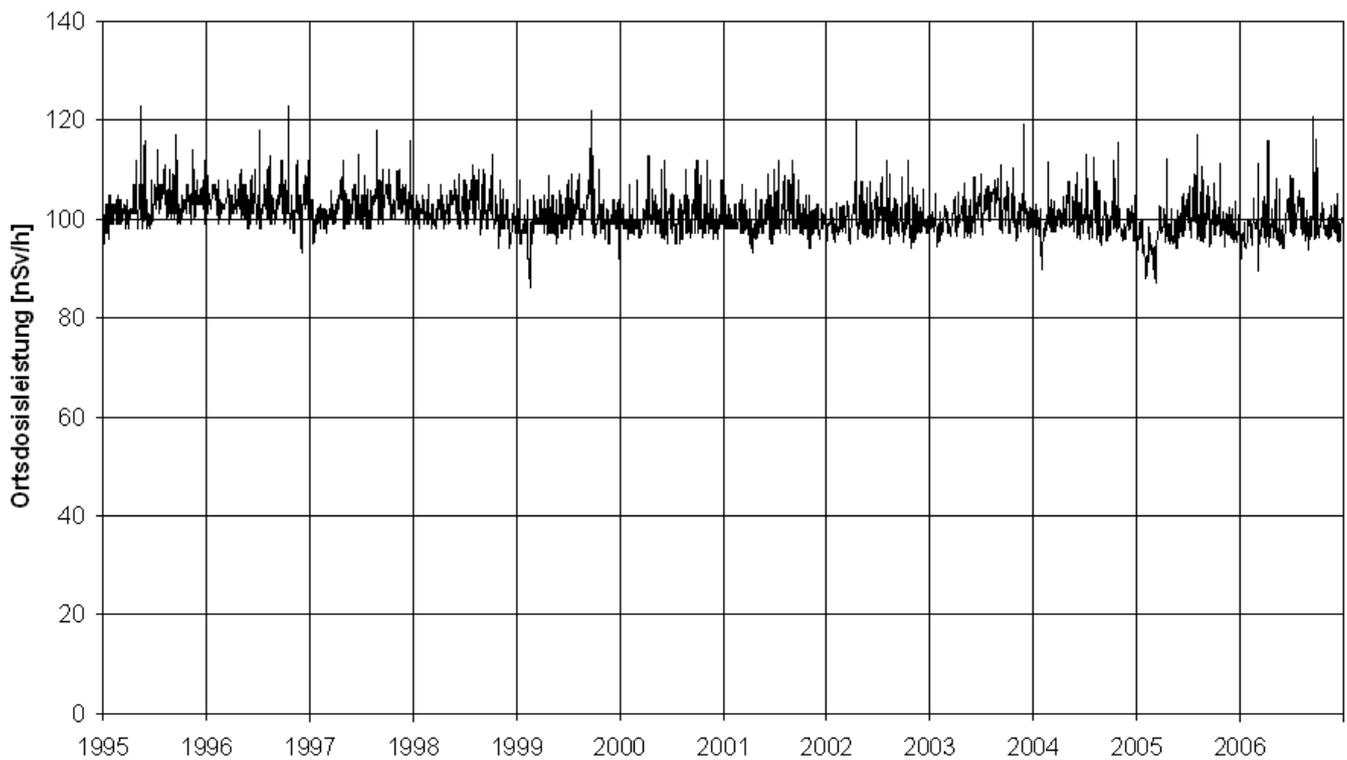
**Figur 6b: Tagesmittelwerte der Sonde am Meteoturm für die Jahre 1995-2006 (Messring KKG).**

L-06



Figur 6c: Tagesmittelwerte der Sonde am Meteoturm für die Jahre 1995-2006 (Messring KKL).

M-03



Figur 6d: Tagesmittelwerte der Sonde am Meteoturm für die Jahre 1995-2006 (Messring KKM).

## Chapitre 8.3

# Les installations nucléaires et l'environnement

**S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle**

Section de surveillance de la radioactivité, SUER / Office fédéral de la santé publique, OFSP

Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

### Résumé

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2006. Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques ( $^{14}\text{C}$  dans les feuillages,  $^{60}\text{Co}$  dans les filtres aérosols du voisinage de Mühleberg) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt et  $^{54}\text{Mn}$  dans les eaux et les trappes à sédiment). La contribution du rayonnement direct a également été détectée en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois restées nettement au-dessous des limites réglementaires et donc, sans conséquences pour la santé.

Hormis ces quelques exemples, les résultats des mesures environnementales ne se distinguent pas de ceux relevés dans les endroits situés hors de l'influence des installations nucléaires. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  et  $^{241}\text{Am}$ ) et de l'accident de Tchernobyl ( $^{137}\text{Cs}$ ).

MADUK de mesures en continu du débit de dose ambiante. L'ensemble de ces données fait partie de l'examen critique de l'OFSP. Sous sa coordination, la surveillance englobe également 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 ( $^{90}\text{Sr}$  dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aëroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne ( $^{14}\text{C}$ ,  $^3\text{H}$  et  $^{85}\text{Kr}$ ), de l'ETHZ ( $^{14}\text{C}$ ) 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.

Un impact mesurable des centrales nucléaires étant difficile à mettre en évidence, l'estimation de la dose au 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.

### 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

### 8.3.2 Méthodologie

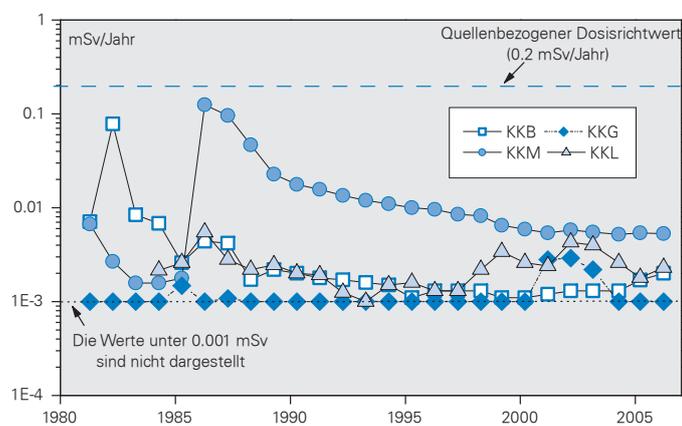
Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radio-écologique qui consiste à rechercher les meilleurs indicateurs de la contamination du milieu et l'autre dosimétrique, qui met l'accent sur ce qui peut contribuer aux doses de la population. La surveillance 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.

### 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 2006 (voir aussi Chap. 8.1).

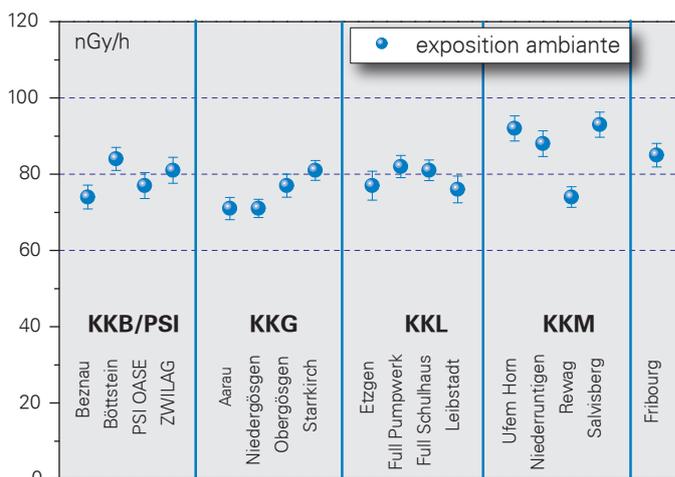


**Figure 1: Dose (calculée) due aux émissions des centrales nucléaires accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales pour chaque année de 1981 à 2006 (Données DSN) et comparaison avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an .**

En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur le public en terme de doses par rapport à la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an (y compris rayonnement direct).

#### Mesures de l'exposition ambiante

L'exposition ambiante à la clôture et au voisinage des installations nucléaires est surveillée en permanence par le réseau MADUK, à l'aide de dosimètres thermoluminescents (TLD) ainsi que par des mesures périodiques effectuées par la DSN à la clôture des installations (voir Chap. 8.2). Les résultats de cette surveillance ont montré que la contribution du rayonnement direct était clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg, mais que toutes les installations avaient respecté les valeurs limites en 2006. Rappelons



**Figure 2: Contrôles du débit de dose ambiante effectués en 2006 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre comparatif.**

que la valeur limite d'immission pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixé à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection, à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit.

L'OFSP effectue également des mesures de débit de dose ambiante à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m au-dessus du sol dans un voisinage plus étendu. La figure 2, illustrant les résultats de ces mesures, montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle enregistrée à Fribourg, située hors de leur influence. Il est intéressant de remarquer que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevées mesurées sur trois sites des environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration plus élevée en  $^{40}\text{K}$  (naturel) dans les sols en ces endroits (cf. Figure 4).

#### Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance du milieu atmosphérique comprend l'analyse des précipitations et des aérosols par l'autorité de contrôle ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant.

Les mesures effectuées par l'OFSP en 2006 sur les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösgen et Leibstadt n'ont pas révélé la présence d'émetteur gamma d'origine artificielle autre que le  $^{137}\text{Cs}$  (0.5 à 1.6 micro-Bq/m<sup>3</sup>), attribuable à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl. Des traces de  $^{60}\text{Co}$  ont, en revanche, régulièrement été mises en évidence dans les filtres aérosols du voisinage de la centrale de Mühleberg (valeurs comprises entre 0.5 et 5.5 micro-Bq/m<sup>3</sup>). Les méthodes

très sensibles mises en œuvre par l'OFSP permettent de mesurer des activités nettement inférieures aux valeurs limites d'immission et d'évaluer ainsi les niveaux réels de radioactivité dans l'environnement afin de mieux informer la population avoisinante. (La valeur limite d'immission pour le  $^{60}\text{Co}$  étant de  $1.66 \text{ Bq/m}^3$ , l'activité la plus élevée mesurée pour le  $^{60}\text{Co}$  sur les filtres des environs de KKM en 2006 n'a donc atteint que 0.0003% de la valeur limite; les traces de  $^{60}\text{Co}$  mises en évidence dans les aérosols sont ainsi sans conséquence radiologique pour la population).

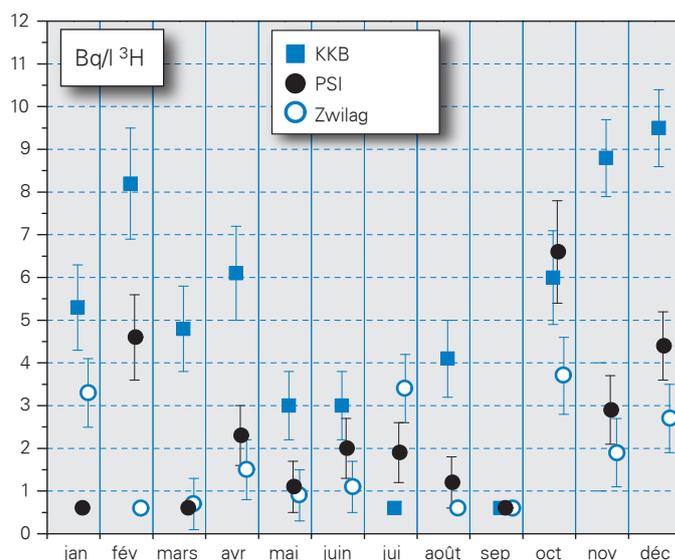
Les filtres aérosols des environs de la centrale de Beznau et du PSI, analysés par le PSI, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle.

Pour toutes ces stations, les radionucléides naturels  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ , avec des valeurs comprises respectivement entre 0.9 et 5.2 et entre 0.2 et 2.9  $\text{mBq/m}^3$ , sont nettement prépondérants.

Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau ni dans ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG au cours de l'année 2006.

**Tableau 1: Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2006**

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)
Niederruntigen (environs KKM) Mesures OFSP	< 1 – 4.2	---
Niedergösgen (environs KKG) Mesures OFSP	< 1.0 – 1.9	1.5
Full (environs KKL) Mesures OFSP	< 1.1 – 3.6	1.5
Beznau (environs KKB) Mesures PSI	< 0.6 – 9.5	5.1
PSI Mesures PSI	< 0.6 – 6.6	2.0
ZWILAG Mesures PSI	< 0.6 – 3.7	1.3



**Figure 3: Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage de la centrale nucléaire de Beznau, du PSI et du Zwilag en 2006 (mesures mensuelles du PSI).**

Les résultats des mesures de tritium ( $^3\text{H}$ ), radionucléide directeur dans les précipitations, dans les échantillons mensuels des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 1. Les concentrations de  $^3\text{H}$  enregistrées aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt ainsi qu'au voisinage du ZWILAG ne se distinguent pas notablement de celles enregistrées dans des localités situées hors influence telles que Fribourg. Des valeurs légèrement plus élevées ont par contre été mesurées dans les précipitations des environs de la centrale de Beznau et, dans une moindre mesure, dans celles du PSI. La figure 3 montre le suivi mensuel des concentrations du  $^3\text{H}$  pour les stations de Beznau (PWR KKB), du PSI et du ZWILAG. Rappelons que ces trois stations se situent dans un rayon de quelques kilomètres seulement. Cette figure montre que les valeurs plus élevées mesurées à Beznau, et les légères augmentations détectées au PSI, ne présentent que peu de corrélation. Les concentrations de  $^3\text{H}$  mesurées dans les échantillons du ZWILAG, également situé dans un voisinage proche, sont généralement restées faibles. Notons finalement que toutes les valeurs mesurées sont nettement inférieures aux limites autorisées.

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le  $^{14}\text{C}$ , dont les résultats sont présentés au chapitre 7.1. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques micro-Sv. L'intérêt des mesures de  $^{14}\text{C}$  se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

## Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe et le sol, qui constitue un excellent intégrateur de pollution et permet de tenir compte des phénomènes d'accumulation à long terme. Les résultats de ces examens sont conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires : à l'exception du  $^{137}\text{Cs}$ , aucun radionucléide émetteur gamma n'a été détecté dans les échantillons de sol et d'herbe prélevés au voisinage des installations nucléaires. La figure 4 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination rémanente en  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols prélevés par l'OFSP en 2006. Ces valeurs témoignent des retombées de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 60.

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 (Figure 1 du Chap. 3.1) montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites.

Les résultats des mesures complémentaires effectués dans les sols et les herbes, en particulier pour les teneurs en  $^{90}\text{Sr}$ , Pu et Am, se trouvent aux chapitres 4.3 et 7.2.

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 met 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. En effet, en ce qui concerne les émetteurs gamma d'origine artificielle, seules des traces de  $^{137}\text{Cs}$  ont pu être détectées (Exemple de valeurs mesurées pour le  $^{137}\text{Cs}$ : 0.5 Bq par kg de matière fraîche dans un poisson prélevé dans le Rhin aux environs de Dogern/D et 0.3 Bq/kg m.f. dans une salade des environs de Dogern/D). Quant au  $^{90}\text{Sr}$ , les valeurs mesurées par l'Institut de Radiophysique Appliquée dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ne se distinguent pas de celles mesurées ailleurs sur le plateau suisse.

## Mesures dans le milieu aquatique

Les résultats détaillés de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chapitre 4.2. En résumé, il apparaît que, dans l'eau, l'impact des rejets liquides des installations nucléaires se mesure en particulier pour le  $^{60}\text{Co}$  et le  $^{54}\text{Mn}$ , tous deux provenant principalement de Mühleberg, ainsi que pour le  $^{58}\text{Co}$ , provenant essentiellement de Beznau. Dans le cas du  $^{137}\text{Cs}$ , également présent dans les échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, il n'existe pas de corrélation entre les valeurs mesurées et les activités rejetées par les centrales. Ce phénomène, déjà observé les années précédentes, s'explique par le fait que le  $^{137}\text{Cs}$  mesuré dans l'Aar et le Rhin provient essentiellement de la remobilisation des dépôts de Tchernobyl.

Les mêmes isotopes ainsi que des traces sporadiques de  $^{65}\text{Zn}$  (aval de KKM uniquement) se retrouvent également dans les trappes à sédiments. Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar en 2006 en aval de KKM et en aval de KKB, n'ont pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

Les résultats des mesures mensuelles de  $^3\text{H}$  effectuées par l'OFSP dans l'eau du Rhin (Weil/D) en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse) n'ont rien montré d'anormal : l'activité du  $^3\text{H}$  varie entre  $< 1.1$  Bq/l et  $4.3 \pm 1.7$  Bq/l, avec une valeur médiane 1.1 Bq/l.

## Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens

(site soustrait à la législation sur les installations nucléaires)

Deux prélèvements d'eau sont effectués au début et à la fin de chaque mois dans le bassin de contrôle (intérieur de la centrale) et dans la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA. Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie  $\gamma$ . Aucun émetteur

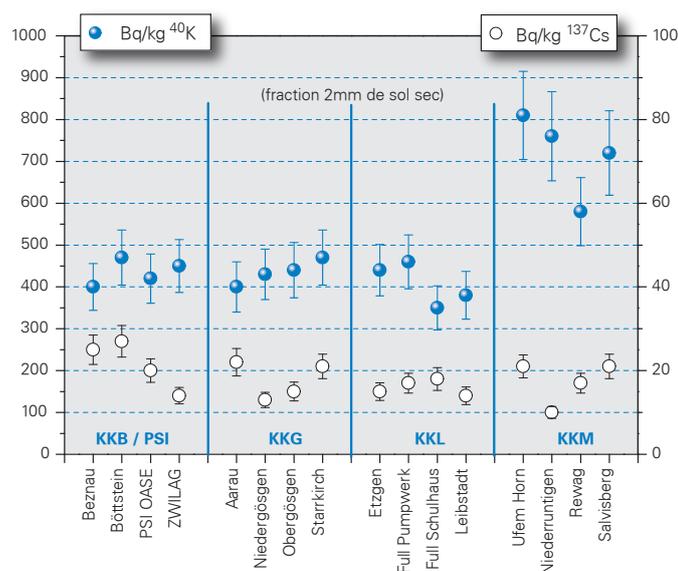


Figure 4:  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{40}\text{K}$  (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) examinés par l'OFSP en 2006 (couche 0-5 cm).

gamma artificiel n'a été détecté en 2006. Les résultats montrent en effet que les activités du  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{137}\text{Cs}$  sont restées inférieures aux limites de détection de 0.2 à 1 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le  $^3\text{H}$  est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de l'activité du tritium mesurées en 2006 (période de janvier à octobre) dans les échantillons de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle s'élèvent à  $17 \pm 4$  Bq/l et  $18 \pm 3$  Bq/l respectivement. Notons encore que l'activité de l'eau de référence (eau robinet IRA) ne dépasse pas la limite de détection de 3 Bq/l.

Pour la mesure du  $^{90}\text{Sr}$ , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Les activités de tous les échantillons étaient inférieures à la limite de détection de 5 mBq/l, à l'exception du mélange septembre-octobre de la chambre de contrôle qui présentait une activité de  $0.011 \pm 0.008$  Bq/l.

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 au voisinage des installations nucléaires s'appuie également sur des méthodes de mesure très sensibles, permettant de détecter la radioactivité à des niveaux infimes, l'objectif étant de vérifier que la modélisation des transferts n'engendre pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. La surveillance mise en jeu 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 compréhension des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles.

### 8.3.4. Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2006. La détection du rayonnement direct, du  $^{14}\text{C}$  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'est avéré 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 liée à la source de 0.3 mSv par an et s'est situé en 2006, en tenant compte des rejets des années précédentes, entre 0.001 et 0.006 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du  $^{14}\text{C}$ ), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

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

# Kapitel 8.4

## Überwachung des Zentralen Zwischenlagers (ZWILAG) in Würenlingen

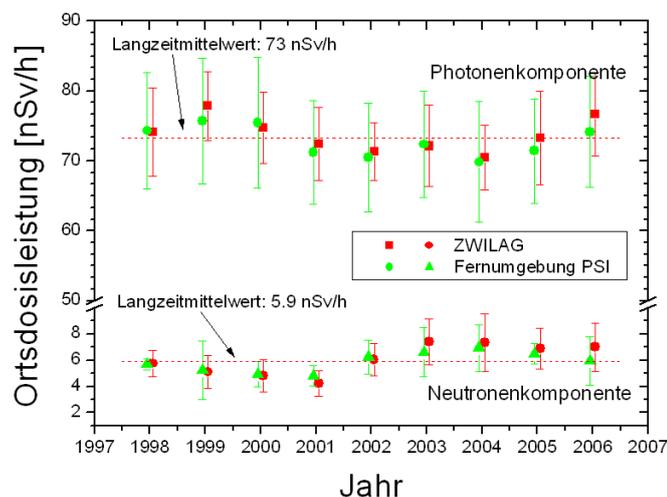
J. Eikenberg, J. Hitz, M. Boschung  
PSI-Villigen

### Zusammenfassung

Neben der Routineüberwachung in der näheren Umgebung des Paul Scherrer Institutes und des Kernkraftwerkes Beznau führt das PSI auch die Immissionsmessungen für die ZWILAG AG durch, wobei Umweltproben zur nuklidspezifischen Messung erhoben werden und zudem die Ortsdosis ermittelt wird. Die Entnahmestellen und Probetypen für die Immissionsüberwachung im unteren Aaretal sind in Abbildung 8.4.2 dargestellt.

### Ergebnisse

Bei der Umgebungsdosimetrie wird die Photonen-Ortsdosis mit  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Thermolumineszenz-Dosimetern sowie die Neutronendosis mit Hilfe von Spaltspur-Dosimetern in Moderatorokugeln erfasst. Die Dosimeter werden nach jeweils 3 Monaten ausgewechselt und ausgewertet. Insgesamt sind beim ZWILAG sieben TLD-Dosimeterstationen und drei Neutronendosimeter entlang der äusseren Umzäunung installiert. Abbildung 8.4.1 zeigt den Verlauf der Photonen-Ortsdosisleistung seit dem Beginn der Messungen im Jahr 1997.



**Figur 1 Verlauf der Photonen- und Neutronen-Ortsdosisleistung in der Umgebung ZWILAG und Fernumgebung PSI (Referenzwerte) im Zeitraum 1997 – 2006. Die Messwerte stellen die Jahres-Mittelwerte sowie die Standardabweichungen aller Messstationen dar. (1.10.97, Beginn der Immissionsmessungen ZWILAG).**

Die typischen, zu bestimmenden Radionuklide bei den Probenmessungen sind in Tabelle 8.4.1 und deren Nachweisgrenzen in Tabelle 8.4.2 aufgelistet. Während für die Luftfilter und Staubfangplatten Langzeitmessungen mittels der  $\gamma$ -Spektrometrie durchgeführt werden, kommen bei den wässrigen Proben noch LSC-Messungen auf Tritium (HTO) hinzu. Am aufwendigsten ist die Radioanalytik der Bodenproben, da hier auch noch anthropogene Radioisotope aus den atmosphärischen Kernwaffentests der 60iger Jahre und Fallout aus dem Tschernobyl-Ereignis 1986 analysiert werden müssen (Aktiniden +  $^{90}\text{Sr}$ ). Bei den Probetypen Luftfilter, Staubfangplatten und Niederschlag wurden im Berichtsjahr nur Spuren von kosmogenen  $^7\text{Be}$  sowie terrestrischem  $^{210}\text{Pb}$  (in aquatischen Proben auch Tritium) gefunden. In Bodenproben wurden neben den terrestrisch primordialen Radionukliden  $^{40}\text{K}$  (im Mittel ca. 300 Bq/kg),  $^{226}\text{Ra}$  (als Mass für  $^{238}\text{U}$ , ca. 20 Bq/kg) sowie  $^{228}\text{Ra}$  (als Mass für  $^{232}\text{Th}$ , ca. 25 Bq/kg) auch noch anthropogene Radionuklide signifikant nachgewiesen ( $^{90}\text{Sr}$ : 3-6 Bq/kg,  $^{137}\text{Cs}$ : 30-100 Bq/kg,  $^{239+240}\text{Pu}$ : 0.2-0.8 Bq/kg,  $^{241}\text{Am}$ : 0.1-0.4 Bq/kg).

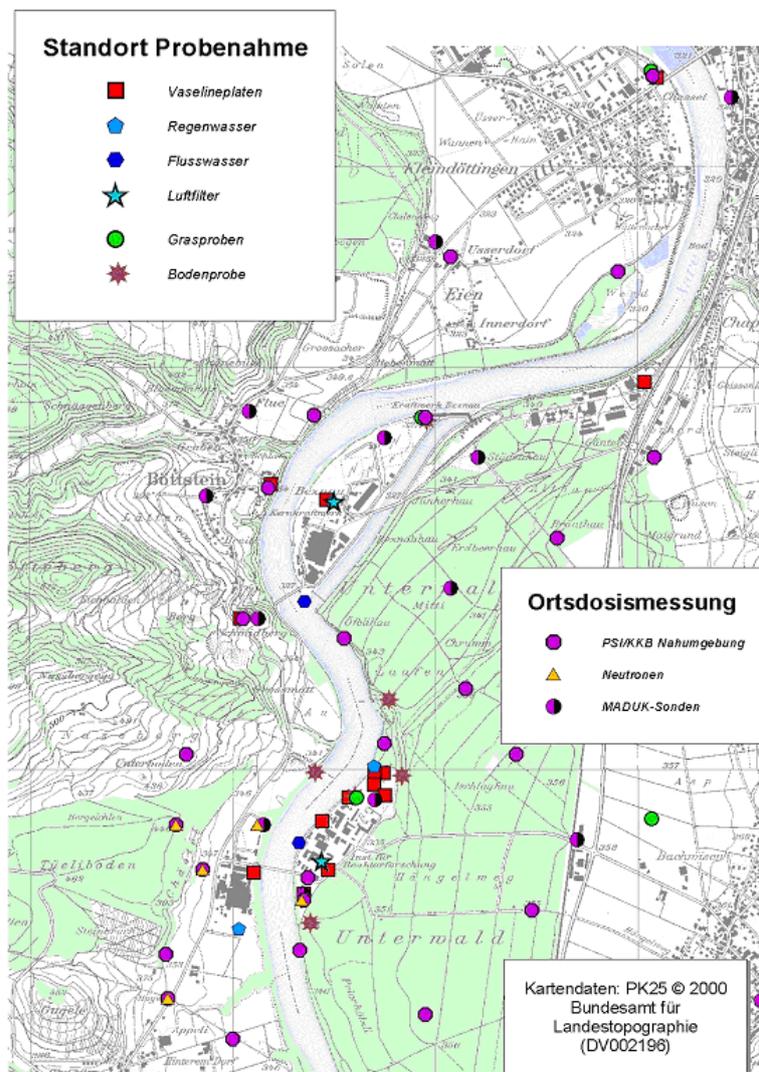
**Tabelle 1: Probenarten und gemessene Radionuklide**

Probenart	Typische, zu bestimmende Radioisotope
Luftfilter, Staubfangplatten	$^7\text{Be}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{210}\text{Pb}$
Niederschlag, Flusswasser	$^3\text{H}$ , $^7\text{Be}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$
Grasproben, Baumblätter	$^7\text{Be}$ , $^{14}\text{C}$ , $^{40}\text{K}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$
Bodenproben	$^{40}\text{K}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{228}\text{Ra}$ ( $^{232}\text{Th}$ ), $^{226}\text{Ra}$ ( $^{238}\text{U}$ ), $^{238}\text{Pu}$ , $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ , $^{241}\text{Am}$ , $^{244}\text{Cm}$

**Tabelle 2: Nachweisgrenzen für verschiedenen Probentypen und Isotope**

Probenart	Nachweisgrenzen (NWG)					
	$^3\text{H}$	$^7\text{Be}$	$^{40}\text{K}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{239}\text{Pu}$
Luftfilter (NWG in Bq/m <sup>3</sup> )	n.a.	$5 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$	n.a.	$1 \cdot 10^{-5}$	n.a.
Staubfangplatten (NWG in Bq/m <sup>2</sup> )	n.a.	5	10	n.a.	1	n.a.
Niederschlag, Flussw. (NWG in Bq/l)	0.6	0.2	0.5	n.a.	0.05	n.a.
Grasproben, Baumbl. (NWG in Bq/kg)	n.a.	5	10	0.1	1	n.a.
Bodenproben (NWG in Bq/kg)	n.a.	2	5	0.1	0.5	0.003

n.a. = nicht analysiert



**Figur 2: Standorte der Probenahme und der Ortsdosismessung in der Umgebung PSI / ZWILAG / KKB**

## Chapitre 8.5

# Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

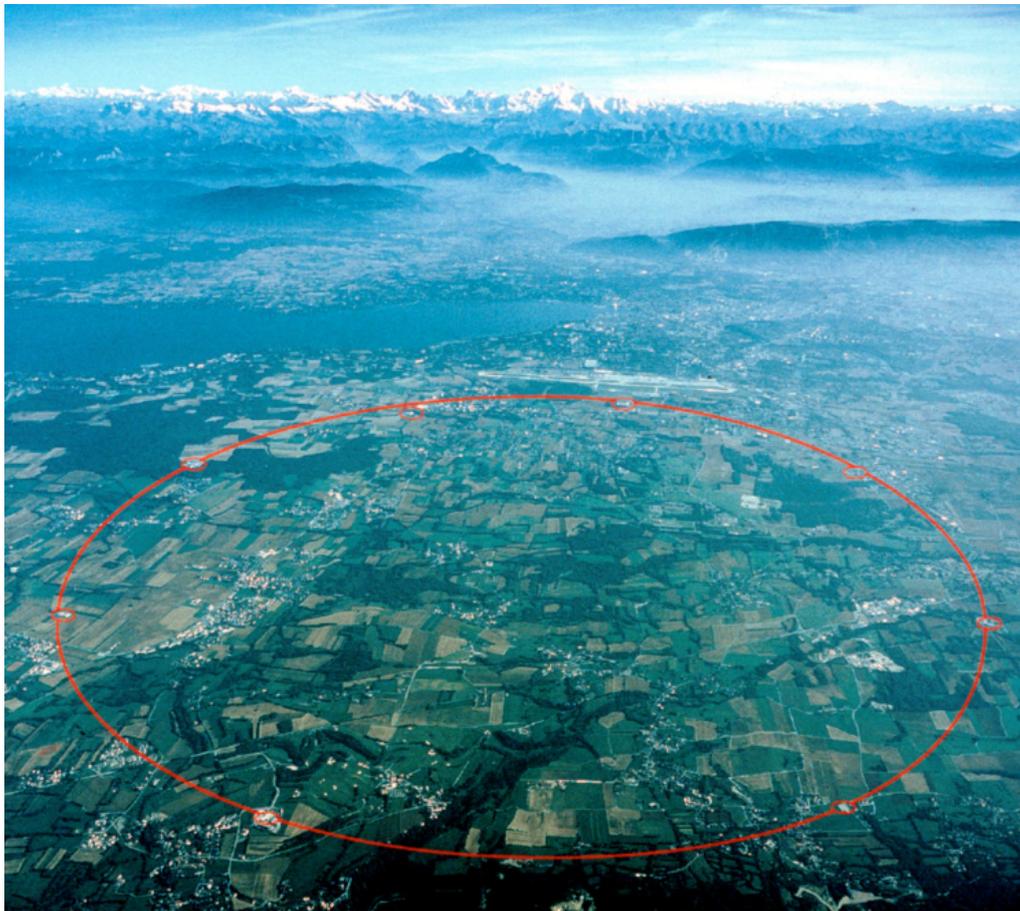
**P. Vojtyla et D. Wittekind**

CERN - Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire  
Commission de Sécurité, 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 Commission de Sécurité du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux États Hôtes, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse (voire Chapitre 8.6). Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire

suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2006 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 2006, nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. Le CERN a bien respecté en 2006 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 seulement 2.5% de cette valeur, comme l'indique l'estimation pour le groupe de référence, qui est de l'ordre de 0.01 mSv/an.



### 8.5.1 Objets de la surveillance

Pendant l'année 2006 tous les accélérateurs du CERN ont été en opération. Pour la première fois l'installation CNGS (CERN neutrinos to Gran Sasso) a reçu le faisceau de protons d'haute intensité.

Les contrôles réalisés en 2006 par le CERN 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 (émissions).
- Les mesures de la radioactivité émise dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (émissions).
- 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 (immissions).

### 8.5.2 Contrôle des émissions

Les rejets de la radioactivité dans l'environnement par la ventilation des différentes installations des accélérateurs du CERN sont contrôlés par des moniteurs de l'air installés aux points de rejet de l'air (PMVxx, voir figure 1). Les rejets du tritium sont estimés à partir des concentrations maximales mesurées dans les points de ventilation. Ils sont de ce fait très surestimés. D'une façon similaire, les rejets radioactifs par la voie d'eau sont contrôlés par des moniteurs installés aux points de rejet d'eau du CERN (PMWxx, voir figure 1).

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejet sur le Site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. Il faut ajouter 3.56 MBq de l'activité alpha (surtout du  $^{222}\text{Rn}$ ) et 3.61 MBq des radio-isotopes d'iode ( $^{124}\text{I}$ ,  $^{126}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$ ) rejetés de l'ISOLDE. Les émissions à partir du CNGS ont été très faibles et elles concernent plutôt le territoire français (PMV43, 44, 400). 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 ( $^{11}\text{C}$ ,  $^{13}\text{N}$ ,  $^{14}\text{O}$ ,  $^{15}\text{O}$ ,  $^{41}\text{Ar}$ ). 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.

### 8.5.3. Contrôle des immissions

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 pour détecter des photons et des particules chargées (muons) et d'un remcompteur pour mesurer les neutrons diffusés.

Pour contrôler que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisinage, la Commission de Sécurité du CERN procède à des mesures de radioactivité sur des échantillons de toutes sortes pris

**Tableau 1: Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'air par la ventilation en 2006.**

Origine du rejet	Station	Air rejeté 106 m <sup>3</sup>	$^{11}\text{C}$ , $^{13}\text{N}$ , $^{14}\text{O}$ , $^{15}\text{O}$ , $^{41}\text{Ar}$ TBq	$^7\text{Be}$ aérosol MBq	Bêta aérosol MBq	Tritium GBq
Anneau principal PS	PMV174	61	1.68	49	1.9	2.4
TT10 injection PS-SPS	PMV11	198	3.8	123	5.3	6.9
TT60 extr. SPS-Ouest	PMV172	71	0.060	0	0	67
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	61	0.30	2.0	0.034	56
ISOLDE	PMV170	123	7.0	16	0.70	0.3
Évaporateur V0	V0	-	-	-	-	0.26
<b>Site de Meyrin</b>		<b>513</b>	<b>12.8</b>	<b>191</b>	<b>8.0</b>	<b>132</b>

Tableau 2: Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 2006.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma ( <sup>22</sup> Na)	Rejeté dans :
		106 m <sup>3</sup>	GBq	MBq	
Refroidissement du SPS	PMW62	0.082	0.098	0.0049	Nant d'Avril
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	2.1	2.1	0.023	Nant d'Avril
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.19	0.184	0.0014	Nant d'Avril
AD infiltration	PMW104	0.046	0.36	0.011	STEP Peney*)
<b>Total vers la Suisse</b>		<b>2.4</b>	<b>2.7</b>	<b>0.040</b>	

\*) Station d'épuration d'eau à Peney/GE.

à l'extérieur des sites de l'Organisation. Les aérosols dans l'air ambiant sont piégés sur des filtres en fibre de verre (PSAxx). Les eaux pluviales sont collectées sur le Site de Meyrin, en Suisse (PSP-M), et sur le Site de Prévessin, en France (PSP-P). Des échantillons des eaux de rivières, des sédiments et des bryophytes dans l'eau des rivières (R-xx) ainsi que des échantillons des eaux potables (TW-xx) et souterraines (GW-xx) sont annuellement prélevés sur les sites du CERN et dans les villages autour du CERN. Enfin, le programme d'échantillonnage dans l'environnement

est complété par des herbes et des produits agricoles y compris un échantillon de vin. Tous les échantillons sont ensuite analysés en laboratoire pour leur teneur en substances radioactives.

La figure 2 montre les doses nettes 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

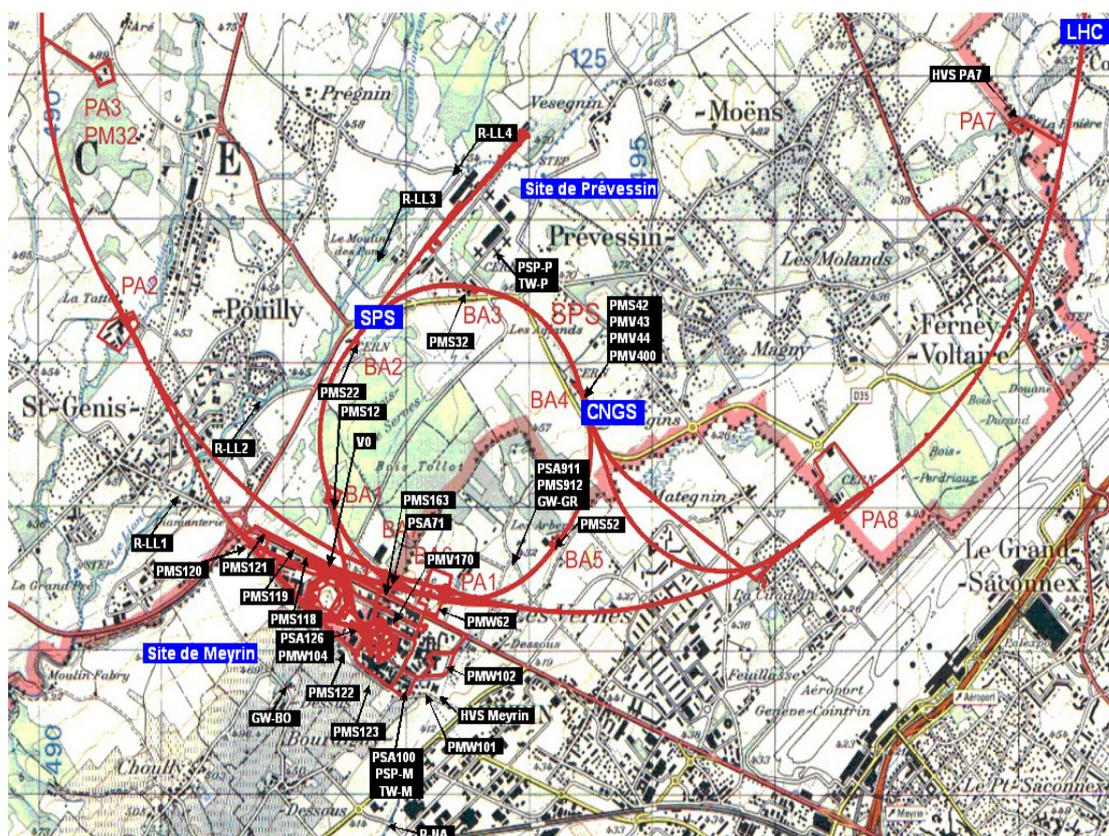
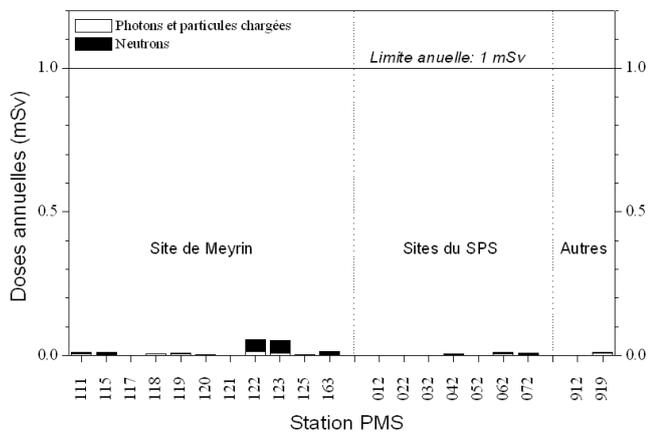


Figure 1: Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS), del'installation CERN neutrinos to Gran Sasso (CNGS) et du futur Grand collisionneur à hadrons (LHC) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des stations de monitoring et des endroits d'échantillonnage.

autour des sites. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles effectués en 2006 par l'OFSP (voir Chapitre 8.6).



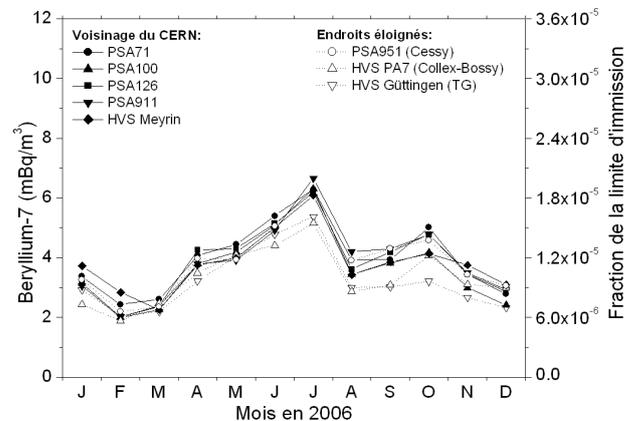
**Figure 2: Doses nettes ambiantes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2006.**

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant le fonctionnement de ceux-ci au niveau de certaines stations de mesure, situées le long de la clôture du Site de Meyrin. Les mesures du moniteur PMS122 sont influencées par la proximité de l'accélérateur PS Booster. Le moniteur PMS163 est positionné le long de la clôture du nord du site à côté de la douane franco-suisse. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 6% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1 mSv/an [2]. En fait il est difficile de les distinguer des variations du bruit de fond naturel.

Le seul radioélément de demi-vie longue identifié dans l'air dans le cadre du programme de surveillance de routine, qui peut provenir du CERN est le  $^7\text{Be}$ . Le  $^7\text{Be}$  est un radioélément d'une très faible toxicité radiologique qui est produit en grande quantité 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  $^7\text{Be}$  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  $^7\text{Be}$  dans l'air au voisinage du CERN et aux trois endroits éloignés (PSA951 à Cessy en France, LHC PA7 à Ferney en France, près de Collex-Bossy/GE, et Göttingen/TG) sont présentées dans la figure 3. Les endroits éloignés sont loin de toutes sources artificielles de  $^7\text{Be}$  et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel. La concentration naturelle du  $^7\text{Be}$  dans l'air subit des variations saisonnières avec un maximum pendant l'été (dynamique de l'échange

d'air entre la stratosphère, où la majorité du  $^7\text{Be}$  naturel est produite, et la troposphère) et spatiales (remise en suspension par le vent ou par le trafic routier de l'aérosol déjà déposé au niveau du sol). Ces variations sont bien observables dans la figure 3.

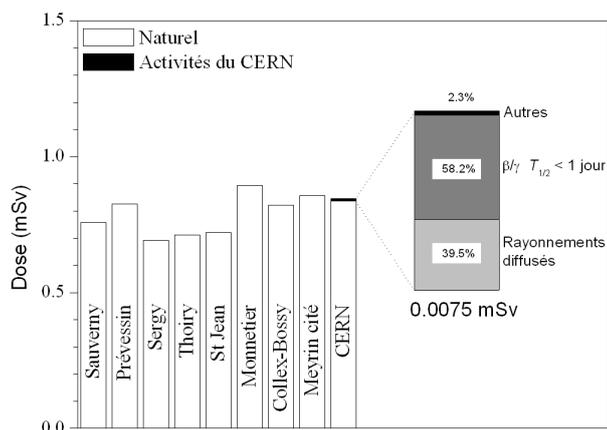


**Figure 3: Activité du  $^7\text{Be}$  dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2006. Station de mesure PSA71: Site du SPS BA-7. PSA100: Site CERN de Meyrin. PSA126: Proche du complexe PS. PSA911: Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Göttingen/TG: Échantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Göttingen/TG [3]. PSA951: Cessy, France. HVS PA7: Échantillonneur CERN à haut débit près de Collex-Bossy/GE.**

A cause de la remise en suspension du  $^7\text{Be}$  dans les endroits près des sites du CERN, qui sont caractérisés par une circulation forte, une petite augmentation observée ne peut pas être attribuée clairement aux rejets des installations du CERN. Néanmoins, la contribution éventuelle du CERN aux valeurs mesurées à PSA126 ne dépasse pas 1.5 mBq/m<sup>3</sup>, soit environ 0.0005% de la limite d'immission suisse [4].

Pour les autres échantillons environnementaux et les produits agricoles analysés dans le programme de routine du CERN, les concentrations du  $^7\text{Be}$  sont restées autour des valeurs naturelles normales et aucun autre radioélément provenant du CERN n'a été identifié.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe de référence qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 0.9% 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 0.0075 mSv, dont 98% sont dus aux rayonnements ionisants directs ou aux rejets des gaz de périodes courtes, qui sont surveillés en ligne, 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 0.0075 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [1].**

### 8.5.4 Conclusions

- L'ensemble des résultats des mesures du CERN atteste que, en 2006, comme lors des années précédentes le CERN est resté bien en dessous de la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1].
- Les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN 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 radioéléments attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé des petites fractions de pour cent des limites suisses.
- Pour une estimation des doses efficaces annuelles, le groupe de référence de la population vivant à proximité du Site de Meyrin a été identifié. Ensuite à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radioéléments du Site de Meyrin, les doses efficaces 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 de référence représente 0.0075 mSv en 2006. La valeur correspondante en 2005 était de 0.012 mSv. Ces doses correspondent à environ 0.9% de la dose externe due aux sources naturelles.

La radioactivité de l'environnement et les doses de rayonnements dans le voisinage du CERN ne se distinguent pas notablement de celles enregistrées dans les stations de référence non influencées par des accélérateurs. L'impact des activités du CERN est extrêmement faible. Sa mise en évidence passe par l'exploitation de techniques de prélèvements et de mesures très sensibles, qui sont des outils de radioécologie dépassant les performances du contrôle habituel (voir Chapitre 8.6). Les contributions

d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc restées en 2006 sans conséquence radiologique à l'environnement et à la population avoisinante.

### 8.5.5 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] Code F Rev., Radioprotection-Manuel de radioprotection, CERN (2007).

[3] H. Vökle et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement: Résultats des mesures de la UER 2006, Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection, Fribourg (2007).

[4] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2005), Annexe 3.

[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).

### 8.5.6 Glossaire

<b>AD</b>	Décélérateur d'antiprotons
<b>CNGS</b>	CERN neutrinos to Gran Sasso – une source de neutrinos pour les expériences souterraines à Gran Sasso en Italie
<b>ISOLDE</b>	Isotope Separator On-Line Device
<b>LHC</b>	Grand collisionneur à hadrons (en construction)
<b>PS</b>	Synchrotron à protons
<b>SPS</b>	Super synchrotron à protons
<b>V0</b>	Évaporateur de l'eau d'infiltration dans une ancienne zone cible du SPS

# Chapitre 8.6

## Environnement du CERN (mesures OFSP)

**S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle**

Section de surveillance de la radioactivité, SUER / OFSP  
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

**J.-L. Loizeau, V. Lopez, Ph. Arpagaus**

Institut F.-A. Forel, Université de Genève  
10 route de Suisse, 1290 VERSOIX

### Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par la Commission de Sécurité du CERN (voir Chap. 8.5), l'Office Fédéral de la Santé Publique met en œuvre, de manière indépendante, un programme de surveillance de la radioactivité et des doses de rayonnement qui en résulte au voisinage du centre de recherche (territoire suisse uniquement). L'ensemble des mesures effectuées par l'OFSP en 2006 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radio-isotopes, produits dans les installations du centre de recherche, ont pu être détectées, leur impact radiologique est resté faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au fonctionnement du CERN n'ont pas dépassé 0.07% (<sup>65</sup>Zn dans l'eau) des limites suisses.

### 8.6.1 Programme de surveillance de l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN (territoire suisse uniquement) de manière indépendante par les mesures suivantes:

- Exposition ambiante (11 dosimètres à thermoluminescence évalués par l'IRA) et parcours de mesures instantanées en 10 sites limitrophes du CERN et 10 sites de référence distants.
- Aérosols (mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR avec compensation du rayonnement naturel et spectrométrie gamma hebdomadaire des filtres d'un collecteur à haut débit).
- Eaux du Rhône à Chancy (mesures gamma et tritium) et du Nant d'Avril (mesures spectrométriques de l'eau et des sédiments effectuées par l'Institut Forel).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que végétaux et certains produits locaux (comme le <sup>3</sup>H dans le vin).

### Programme « Point zéro LHC »

Le remplacement du LEP (Large Electron Positron Collider) par le LHC (Large Hadron Collider) qui utilise des faisceaux de protons et d'ions lourds et dont la mise en fonction est prévue pour 2007, a motivé une étude de la stratégie de surveillance par les autorités des pays hôtes, la DGSNR (Direction Générale de la Sûreté Nucléaire et de la Radioprotection) côté France et l'OFSP côté suisse.

Cette surveillance commence par une étude détaillée de l'état radiologique initial du site du LHC avant sa mise en fonction, afin de pouvoir évaluer ensuite, de manière plus sensible, son impact sur l'environnement. Le programme de mesures mises en place par les autorités de surveillance françaises et suisses pour le programme point zéro se base sur l'acquis de la surveillance du LEP avec des extensions motivées par les caractéristiques du LHC, un intérêt particulier étant porté aux nucléides directeurs <sup>3</sup>H et <sup>7</sup>Be. Les types de mesures prévues dans ce programme pour les différents milieux d'échantillonnage ont été résumés dans le Chapitre 8.6 du rapport annuel «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse» 2005.

Les campagnes de mesures du programme «point zéro» du LHC ont démarré à l'automne 2005 et se sont poursuivies en 2006. L'ensemble des résultats des mesures effectuées dans le cadre de ce programme par les autorités françaises et suisses sera publié dans un rapport séparé courant 2007. Le présent rapport ne contient donc que les mesures de surveillance du CERN faites en 2006 par les autorités suisses.

### 8.6.2 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 valeur indicative d'un impact notable des installations du CERN. En effet, les valeurs 2006, comprises entre 0.76 et 0.97 mGy sont situées dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations (moyenne pour tous les sites:  $0.84 \pm 0.07$  mGy).

### 8.6.3 Mesures dans le milieu atmosphérique

Concernant la surveillance de l'air, notons que des valeurs inhabituellement faibles du débit d'air du collecteur d'aérosols à haut débit (HVS) du CERN ont fréquemment été enregistrées entre janvier et mars 2006. Ce phénomène a également été observé dans la plupart des autres stations de Suisse à la même période, mais de manière moins marquée. Aucune défektivité des débitmètres n'ayant été constatée après investigation, il n'a pas été possible de déterminer si les valeurs relevées étaient exactes ou si une panne ponctuelle s'était produite. Ce phénomène n'a, par ailleurs, pu être que partiellement corrélé aux concentrations supérieures à la normale de particules fines dans l'air enregistrées à Genève début 2006. Les échantillons concernés ont été sortis du domaine accrédité, puisque le volume d'air n'était pas connu de manière certaine. Tous les filtres aérosols ont été mesurés, mais seuls les résultats accrédités ont été pris en considération pour la rédaction de ce rapport.

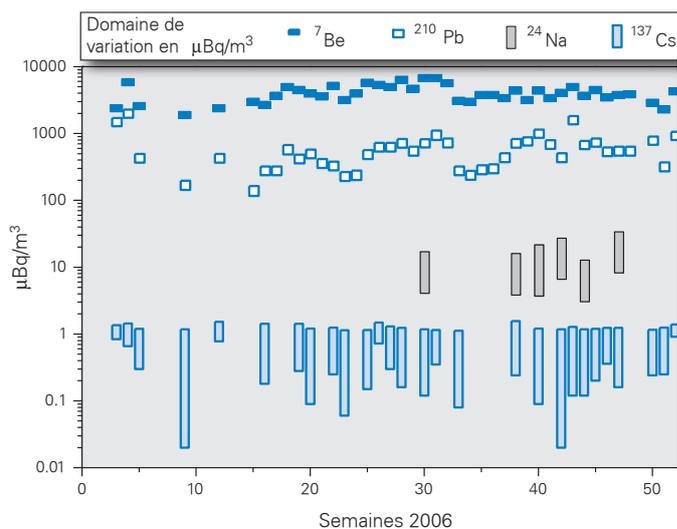
La station de mesure du réseau RADAIR, située au CERN et assurant la surveillance de l'air en continu, n'a pas signalé d'anomalie en 2006. Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols HVS du CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  (cf figure 1). Le cas du  $^7\text{Be}$  est toutefois particulier de par sa double origine: naturelle et anthropogénique (production dans les tunnels du CERN). Le tableau 1 indique toutefois que les concentrations de  $^7\text{Be}$  mesurées en 2006 dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se sont pas notablement distinguées des valeurs obtenues dans les stations situées hors de son influence. Des traces de  $^{22}\text{Na}$ , également d'origine naturelle, ont été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre 0.15 et 0.9 micro-Bq/m<sup>3</sup>). Ces valeurs sont comparables à celles mesurées dans les autres stations de Suisse.

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, des traces de  $^{137}\text{Cs}$  (valeur maximale de 1.5 micro-Bq/m<sup>3</sup>) dues à la remise en suspension d'anciennes contaminations (fallout de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 50 et 60) ont été détectées à plusieurs reprises. Contrairement aux années précédentes, aucune trace de  $^{131}\text{I}$  (produit par ISOLDE) n'a pu être décelée sur les filtres aérosols en 2006. Les rejets des installations du CERN ont toutefois pu être mis en évidence par la détection du  $^{24}\text{Na}$ , enregistré à 6 reprises entre le 12.07 et le 15.11.06 (valeurs comprises entre 7.5 et 20.5 micro-Bq/m<sup>3</sup>).

Notons encore que l'impact radiologique de ces traces de  $^{24}\text{Na}$  est tout à fait négligeable, puisque la valeur la plus élevée ne représente qu'environ 0.00002% de la limite d'immission fixée dans l'ORaP (100 Bq/m<sup>3</sup> pour le  $^{24}\text{Na}$ ). L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite une méthode extrêmement sensible, comme celle mise en œuvre par l'OFSP.

**Tableau 1: Concentrations du  $^7\text{Be}$  mesurées en 2006 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les sites situés hors influence.**

Station de collection à haut débit	Valeur min/max (mBq/m <sup>3</sup> )	Moyenne (mBq/m <sup>3</sup> )
Voisinage CERN (Meyrin/GE)	1.5 – 6.8	3.9
Oberschrot/FR	0.7 – 7.1	3.5
Klingnau/AGI	1.3 – 7.4	3.3
Güttingen/TG	1.4 – 6.5	3.3

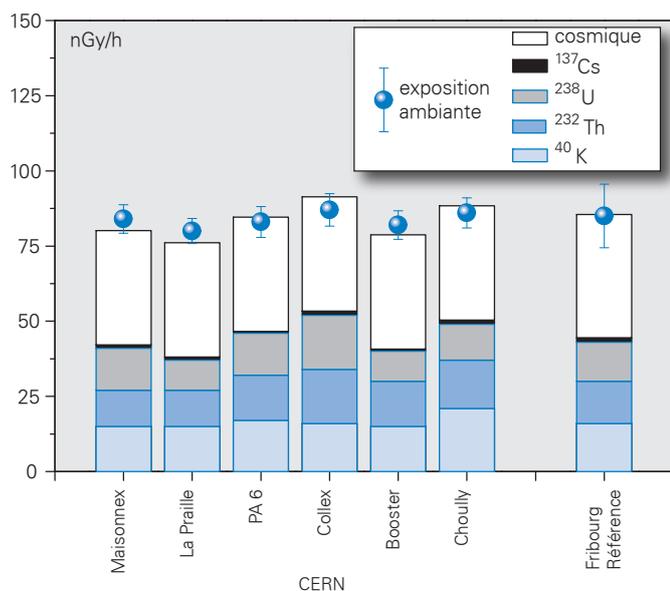


**Figure 2: Concentrations de divers radio-isotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés hebdomadairement à la station à haut débit du CERN.**

### 8.6.4 Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures par spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Les mesures 2006 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN: la figure 2 montre que les valeurs mesurées au voisinage du CERN sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tel que Fribourg (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1).

Les analyses en laboratoire sur des échantillons de sol, d'herbes et autres produits locaux n'ont pas révélé d'impact notable des installations du CERN. Les résultats sont typiques de ceux obtenus dans des échantillons comparables du Plateau suisse. Outre la détection permanente des radioéléments d'origine naturelle, dont les concentrations prédominent, on y détecte encore les traces des injections artificielles des essais nucléaires des années 50 et 60 et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl.



**Figure 2: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2006, et comparaison avec les résultats obtenus à Fribourg.**

### 8.6.5 Mesures dans le milieu aquatique

Les échantillons mensuels d'eau du Rhône prélevés à Chancy/GE n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle. La valeur maximale de la concentration du tritium mesurée dans ces échantillons est de  $1.8 \pm 0.9$  Bq/l. Ces concentrations sont parfaitement conformes à la normale.

Le programme de surveillance du Nant d'Avril conduit par l'Institut F.-A. Forel à l'initiative de l'OFSP depuis 1999 a été poursuivi. Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de ce programme pour la période novembre 2005 à octobre 2006 a fait l'objet d'un rapport spécifique. Les principaux résultats sont résumés dans les tableaux 2 et 3.

En dehors du  $^{40}\text{K}$  et des isotopes des séries primordiales ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ), 4 radio-isotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau prélevés dans le Nant d'Avril: le  $^7\text{Be}$ , d'origine naturelle, le  $^{137}\text{Cs}$  qui résulte de l'érosion des sols, contaminés par les retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et par l'accident de Tchernobyl et enfin le  $^{65}\text{Zn}$  et le  $^{22}\text{Na}$  qui proviennent des activités du CERN. Les activités maximales relevées pour le  $^7\text{Be}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{65}\text{Zn}$ , ainsi que leur fréquence de détection (nombre de fois que l'isotope a été détecté sur un total de 25 échantillons prélevés), leurs valeurs moyenne et médiane lorsque l'isotope est présent, sont résumées dans le tableau 2. Notons que le  $^{22}\text{Na}$  n'a été détecté qu'à une seule reprise et les traces étaient trop faibles pour être quantifiées de manière précise ( $< 1\text{mBq/l}$ ) c'est pourquoi cet isotope ne figure pas dans le tableau 2.

**Tableau 2: Résumé des résultats des mesures effectuées par l'Institut F.-A. Forel dans les échantillons d'eaux du Nant d'Avril durant la période novembre 2005 à octobre 2006 (25 échantillons analysés).**

	$^7\text{Be}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{65}\text{Zn}$
Fréquence de détection	19/25	15/25	13/25
Maximum [mBq/l]	$620 \pm 40$	$33 \pm 5$	$39 \pm 8$
Moyenne [mBq/l] (si isotope présent)	250	6.6	16
Médiane [mBq/l] (si isotope présent)	233	4.0	16

Comme pour les mesures dans le milieu atmosphérique (paragraphe 8.6.3), il ne peut être exclu qu'une partie du  $^7\text{Be}$  mesuré dans les échantillons d'eau provienne des activités du CERN, cependant cette éventuelle fraction ne peut être quantifiée. Remarquons encore que les concentrations de  $^7\text{Be}$  mesurées dans la période sous revue sont comparables à celles mesurées les années précédentes.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril (résultats de la période allant de novembre 2005 à novembre 2006) a révélé la présence de  $^7\text{Be}$  et de  $^{137}\text{Cs}$  dans tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 3. Comme lors de la période 2004–2005, mais contrairement aux années précédentes, aucune trace de  $^{54}\text{Mn}$ , de  $^{65}\text{Zn}$

ou d'isotope de Cobalt ( $^{57}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ) n'a été détectée dans les sédiments du Nant d'Avril.

En résumé, si l'on exclut le  $^7\text{Be}$  dont la fraction produite par les installations du CERN est incertaine, le  $^{65}\text{Zn}$  dans l'eau est l'unique radioélément attribuable aux activités du CERN ayant pu être mis en évidence dans le milieu aquatique. Son activité n'a par ailleurs pas dépassé 0.07% de la limite d'immission fixée dans l'ORaP.

**Tableau 3: Résumé des résultats des mesures effectuées par l'Institut F.-A. Forel dans les sédiments du Nant d'Avril durant la période novembre 2005 à novembre 2006 (13 échantillons analysés).**

Isotope	Min- Max [Bq/kg]	Moyenne [Bq/kg]	Médiane [Bq/kg]
$^7\text{Be}$	71 - 2441	920	580
$^{137}\text{Cs}$	7 - 19.5	11.4	11.3

### 8.6.6 Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec l'institut F.-A. Forel, a confirmé que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est resté faible en 2006.

A l'image des examens in situ de la figure 2, l'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La détection de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN (notamment  $^{24}\text{Na}$  dans l'air,  $^{65}\text{Zn}$  dans l'eau), n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesures d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radio-isotopes artificiels provenant des activités du CERN n'ont en effet pas dépassé 0.07% des limites suisses et sont ainsi resté sans conséquence d'un point de vue radiologique.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 9 Industrien und Spitäler

<b>Kapitel 9.1 Emissionen der Betriebe</b>	<b>132</b>
<b>Kapitel 9.2 Emissionen der Spitäler</b>	<b>135</b>
Zusammenfassung	135
9.2.1 Ausgangslage	135
9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden	135
9.2.3 Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	135

# Kapitel 9.1

## Emissionen der Betriebe

### F. Danini und R. Grunder

Suva, Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik/Strahlenschutz, Postfach 4358, 6002 Luzern

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

#### Produktionsbetriebe

(Total 2 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

- Leuchtfarbe ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{147}\text{Pm}$ )
- Tritiumgaslichtquellen ( $^3\text{H}$ )

#### Leuchtfarbenbetriebe

(Total 5 Betriebe)

Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder Instrumenten aufgetragen. Das Setzatelier in La Chaux-de-Fonds hat 2006 **4.574 TBq** Tritiumleuchtfarbe eingekauft und verarbeitet.

#### Forschungsbetriebe

(Total 55 Betriebe)

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

#### Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 25 Betriebe)

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

**Tabelle 1: Einkauf radioaktiver Stoffe 1996 – 2006**

	Isotope	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000	1999	1998	1997	1996	Einheit
Produktionsbetriebe	$^3\text{H}$	3.85	5.237	5.493	5.506	6.216	11.4	7.3	8.9	8.1	6.5	20.1	PBq
	$^{14}\text{C}$	0.13	0.234	0.012	0.84	0.04	0.3	0.2	0.1	0.3	0.1	0.4	TBq
	$^{147}\text{Pm}$	13.19	40	0	32.618	28	19.0	26.1	21.3	25.1		114.9	TBq
	$^{241}\text{Am}$	0	0	0	0	3.7	13.0	3.3	15.2	12.0	31.3	17.6	GBq
Leuchtfarbenbetriebe	$^3\text{H}$	10.93	12.98	24.66	18.78	37.95	155.0	253.8	361.8	628.0	812.0	903.2	TBq
Forschungsbetriebe	$^3\text{H}$	23.6	15.2	19.4	4.3	15.4	18.1	9.7	4.9	11.7	6.8	14.2	TBq
	$^{14}\text{C}$	295.4	397.9	343.4	1552.8	1005	422.7	566.5	438.1	819.9	381.7	288.9	GBq
	$^{32}\text{P}$	9.1	11.3	20.8	6.4	28.5	30.2	45.3	36.3	56.2	76.9	84.3	GBq
	$^{35}\text{S}$	10.3	63.2	51.3	14.9	15.3	23.6	25.2	36.2	42.8	58.3	69.3	GBq
	$^{45}\text{Ca}$	0	0.04	0	0.06	0	0.3	1.2	1.5	1.5	1.9	0.9	GBq
	$^{51}\text{Cr}$	5.1	6.7	6.5	7.9	7.0	3.4	7.1	18.6	18.7	18.4	19.8	GBq
Analytische Laboratorien	$^{125}\text{I}$	0.7	1.45	0.9	0.9	1.1	1.1	1.4	1.5	1.6	2.2	2.2	GBq
	$^3\text{H}$	0	0	0	0	1.1	19.7	0.0	3.0	5.3	3.9	4.2	MBq
	$^{57}\text{Co}$	0	3.08	3	5	3.4	3.7	16.1	17.2	20.4	30.4	33.0	MBq
	$^{14}\text{C}$	133.6	525.4	703.6	884.4	882.3	1498.0	2010.0	861.0	1246.0	443.8	104.0	MBq

Im Berichtsjahr 2006 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimite eingehalten. In Tabelle 2 sind die Jahresabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimite zusammengefasst. Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 83 der Strahlenschutzverordnung in einem bewilligten Ofen verbrannt wurden.

**Tabelle 2a: Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2006**

	Abgaben an die Abluft		Abgabelimite	
	<sup>3</sup> H	<sup>14</sup> C	<sup>3</sup> H	<sup>14</sup> C
Hoffmann-La Roche AG	100.7 GBq	6.2 GBq	120 GBq	80 GBq
Novartis Pharma AG	133.3 GBq	11.2 GBq	1000 GBq	60 GBq
Syngenta Crop Protection AG	0.1 GBq	21.5 GBq	100 GBq	140 GBq

**Tabelle 2b: Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2006**

	Abgaben an das Abwasser		Abgabelimite	
	<sup>3</sup> H	<sup>14</sup> C	<sup>3</sup> H	<sup>14</sup> C
Hoffmann-La Roche AG	6.0 GBq	0.9 GBq	80 GBq	40 GBq
Novartis Pharma AG	30.4 GBq	6.4 GBq	300 GBq	30 GBq
Syngenta Crop Protection AG	0.1 GBq	0.4 GBq	50 GBq	50 GBq

**Tabelle 3: Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2006**

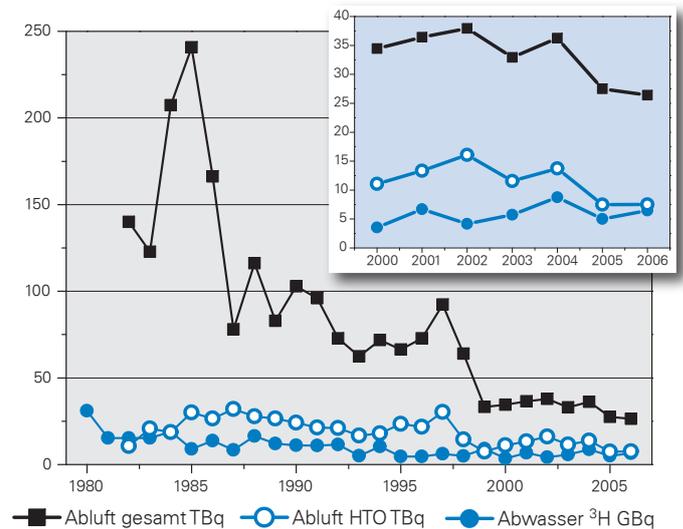
	<sup>3</sup> H	<sup>14</sup> C	<sup>35</sup> S
Verbrennungen in Ofen	696 GBq	289 GBq	0.3 GBq
Bewilligungslimite	4000 GBq	450 GBq	8.0 GBq

**Tabelle 4: Jahresabgabelimite der Produktionsbetriebe**

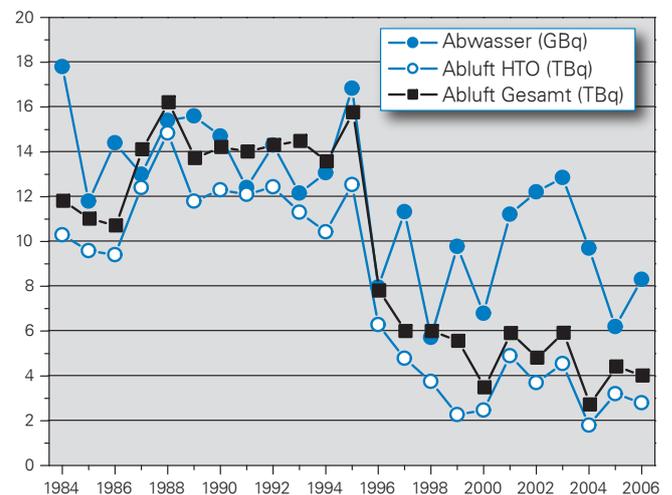
	Abwasser		Abluft
	<sup>3</sup> H	<sup>3</sup> H (HT)	<sup>3</sup> H (HTO)
MB-Microtec AG, Niederwangen / BE	40 GBq	370 TBq	37 TBq
RC-Tritec AG, Teufen / AR	20 GBq	15 TBq	20 TBq

**Bemerkungen zu den Figuren:**

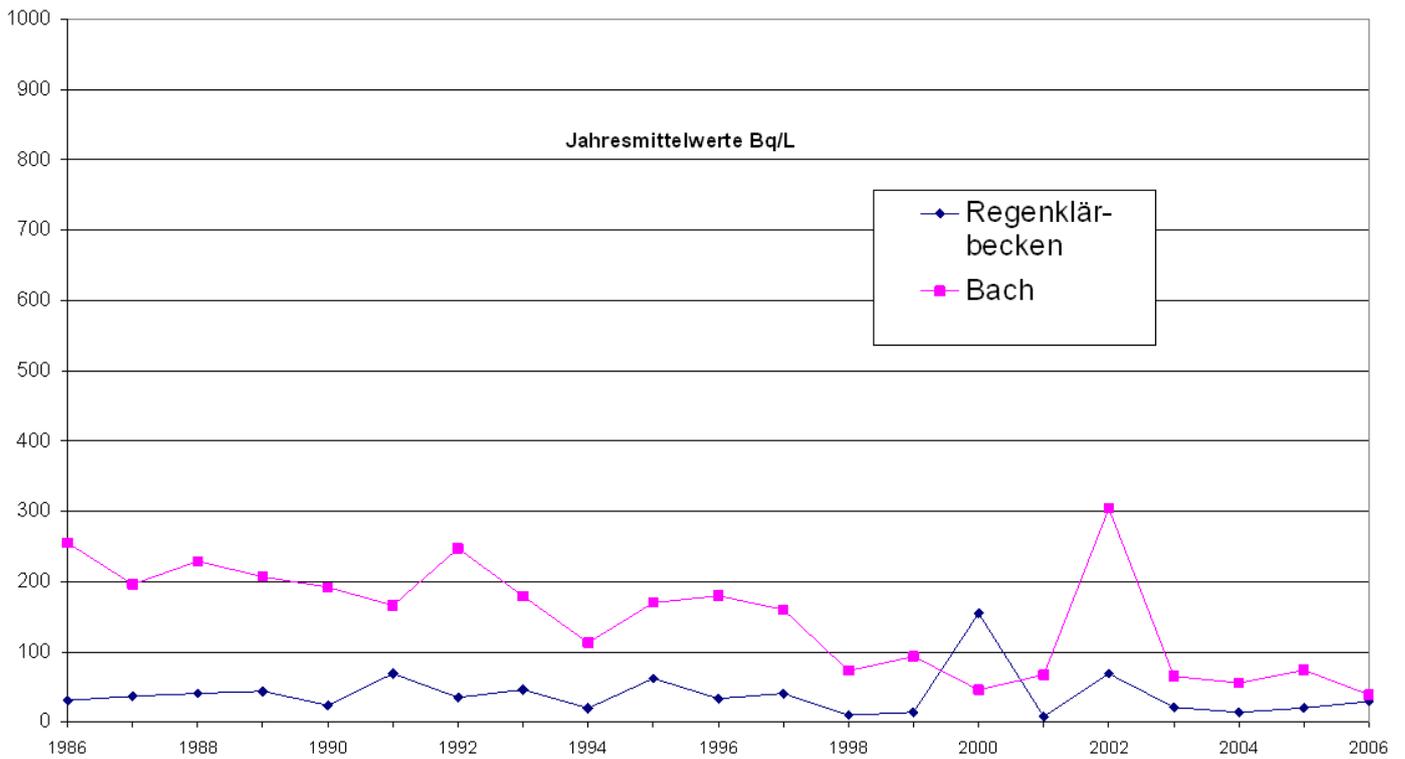
Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert. In Tabelle 4 sind die bewilligten Jahresabgabelimite der beiden Produktionsbetriebe zusammengefasst.



**Figur 1a: MB-Microtec AG, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen**



**Figur 1b: RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen**



**Figur 1c: RC-Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung**

# Kapitel 9.2

## Emissionen der Spitäler

### R. Linder

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Aufsicht und Bewilligungen, 3003 BERN

### H. Völkle

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Überwachung der Radioaktivität, 1700 FRIBOURG

### Zusammenfassung

Der Verbrauch an radioaktiven Nukliden zu therapeutischen Zwecken, im Besonderen der neuen Therapienuklide  $^{90}\text{Y}$  und  $^{177}\text{Lu}$ , nimmt weiter zu. In der Folge macht sich dieser Trend auch bei den Abgaben radioaktiver Stoffe ans Abwasser, welche sich ebenfalls leicht erhöhet haben, bemerkbar. Die Abgaben liegen aber immer noch deutlich unterhalb den maximal bewilligten Aktivitäten.

Andere Radionuklide werden den Patienten bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke appliziert oder bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung und Therapie verwendet. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität.

### 9.2.1 Ausgangslage

Spitäler und Rontgeninstitute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren, melden den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die Abgabemenge an die Umwelt dem BAG anlässlich einer jährlich durchgeführten Erhebung.

### 9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden

$^{131}\text{I}$ , das zur Schilddrusentherapie verwendet wird, kann den Patienten bis zu einer Aktivität von 200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höheren Aktivitäten 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.

### 9.2.3 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  $^{131}\text{I}$  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  $^{131}\text{I}$  über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (Bsp.  $^{90}\text{Y}$ ) wird dieser Anteil in  $^{131}\text{I}$  Äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivitat miteinbezogen.

**Tabelle.1: Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2006 in GBq**

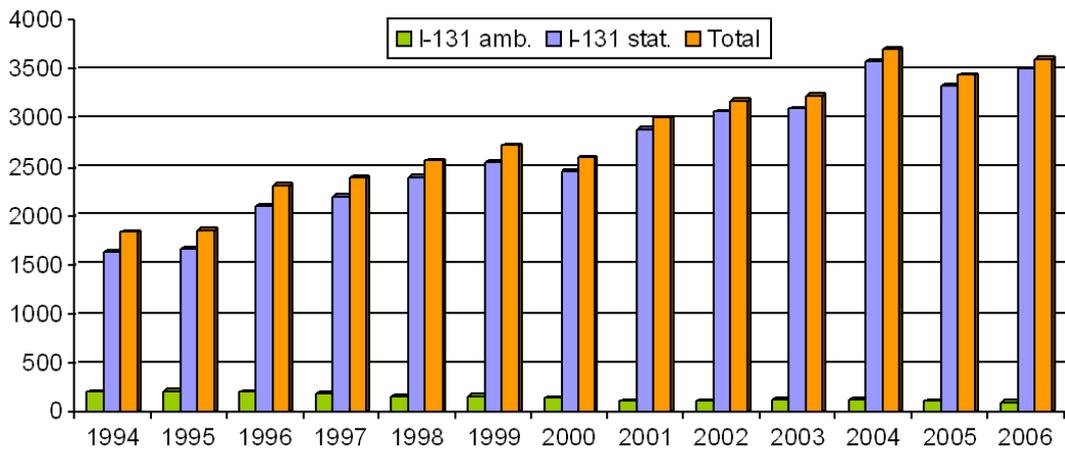
Ort	Spital	<sup>131</sup> I amb.	<sup>131</sup> I stat.	<sup>89</sup> Sr	<sup>32</sup> P	<sup>186</sup> Re	<sup>169</sup> Er	<sup>90</sup> Y	<sup>153</sup> Sm	<sup>177</sup> Lu
Aarau	Kantonsspital	1,82						7,22		
Baden	Kantonsspital	0,93	163,25					0,19	36,50	
Basel	Kantonsspital		450,88			7,20		2079,8		913,82
Bellinzona	Ospedale Regionale		151,79			13,15		4,81		
Bern	Insel	0,19	782,95		0,33	0,70	0,04	9,50	2,70	
Biel	Klinik Linde	7,77						0,56		
Chur	Kantonsspital	5,60	122,58			0,15		2,41	15,69	
Frauenfeld	Kantonsspital			0,49				0,37	2,70	
Freiburg	Hopital Cantonal	4,59	108,60	0,30						
Genf	Hopital Cantonal	21,80	224,00			0,07	0,07	2,00	4,00	
Genf	Mediamage SA							0,37		
Genf	Beaulieu	0,30		0,48						
Grenolier	Clinique Grenolier	0,19								
Chaux-de-Fonds	Hôpital	5,60				0,19	0,19	0,19		
Lausanne	Dr. Rosselet	3,62								
Lausanne	Clinique la Source	1,48		0,44						
Lausanne	CHUV		257,37	0,89	0,19	1,11	0,19	16,65	18,00	
Liestal	Kantonsspital					0,15	0,19	0,19	2,30	
Lugano	Civico	5,20								
Luzern	Kantonsspital	3,69						0,89		
Luzern	St. Anna	7,02								
Meyrin	La Tour							0,19		
Münsterlingen	Kantonsspital	5,80	175,78			0,58	0,13	0,74	2,80	
Schaffhausen	Kantonsspital					1,43				
Schlieren	Limmattalspital	2,60								
Sion	Hopital Cantonal	4,81	71,78		0,19			0,19		
Solothurn	Bürgerspital		51,60			0,07		0,74		
St.Gallen	Kantonsspital		341,85			0,15		5,01		
Vevey	Hôpital de la Riviera			0,15						
Winterthur	Kantonsspital	3,02	168,09				0,05	1,68	12,60	
Zürich	USZ	1,40	269,30			4,90	0,67	15,40		
Zürich	Triemli	3,31	155,77			0,34		6,09		
Zürich	Waid	3,94								
Zürich	Dr. Binz	7,20								
Zürich	Dr. H. Trost							0,22		
Zollikerberg	Dr. H. Engel	2,51								
Zürich	Hirslanden						0,04	0,47	2,70	
<b>Schweiz</b>	<b>gesamt</b>	<b>104,3</b>	<b>3495,6</b>	<b>2,7</b>	<b>0,7</b>	<b>30,2</b>	<b>1,6</b>	<b>2155,9</b>	<b>100,0</b>	<b>913,8</b>

**Tabelle 2: Abgabe von <sup>131</sup>I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2006 in MBq/Jahr**

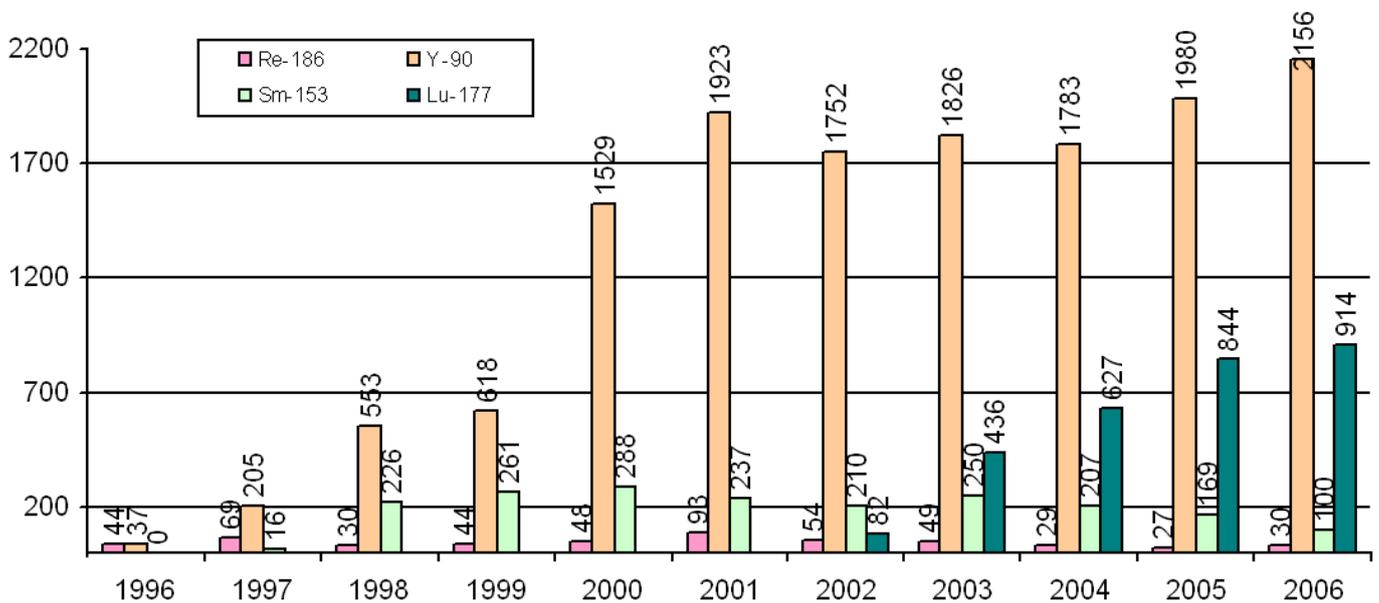
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	USB 1)	Osp. Region.	Insel	KS	HC	HCG	CHUV
Jan.	22	347	2	150	13	14	120	0
Feb.	22	145	0	86	30	0	73	9
März	22	206	0	351	37	0	321	4
April	22	426	20	251	6	3	222	47
Mai	44	314	23	265	41	3	210	27
Juni	22	244	26	213	19	0	338	0
Juli	22	230	6	273	8	1	0	26
Aug.	22	212	4	167	6	0	125	20
Sept.	22	137	3	272	0	0	172	19
Okt.	22	326	0	273	3	0	72	0
Nov	22	210	0	337	8	5	89	24
Dez.	22	258	0	165	0	0	122	50
<b>Total 2006</b>	<b>286</b>	<b>3055</b>	<b>84</b>	<b>2803</b>	<b>171</b>	<b>26</b>	<b>1864</b>	<b>226</b>
<b>Total 2005</b>	<b>0</b>	<b>3129</b>	<b>90</b>	<b>3293</b>	<b>71</b>	<b>38</b>	<b>1864</b>	<b>336</b>
<b>Total 2004</b>	<b>0</b>	<b>3129</b>	<b>54</b>	<b>2329</b>	<b>85</b>	<b>43</b>	<b>1899</b>	<b>283</b>
<b>Total 2003</b>	<b>0,7</b>	<b>2734</b>	<b>140</b>	<b>2442</b>	<b>88,9</b>	<b>15,2</b>	<b>2391</b>	<b>261,3</b>

1) inkl. Abgabe von Y-90 und Lu-177 in I-131 Aequivalente umgerechnet

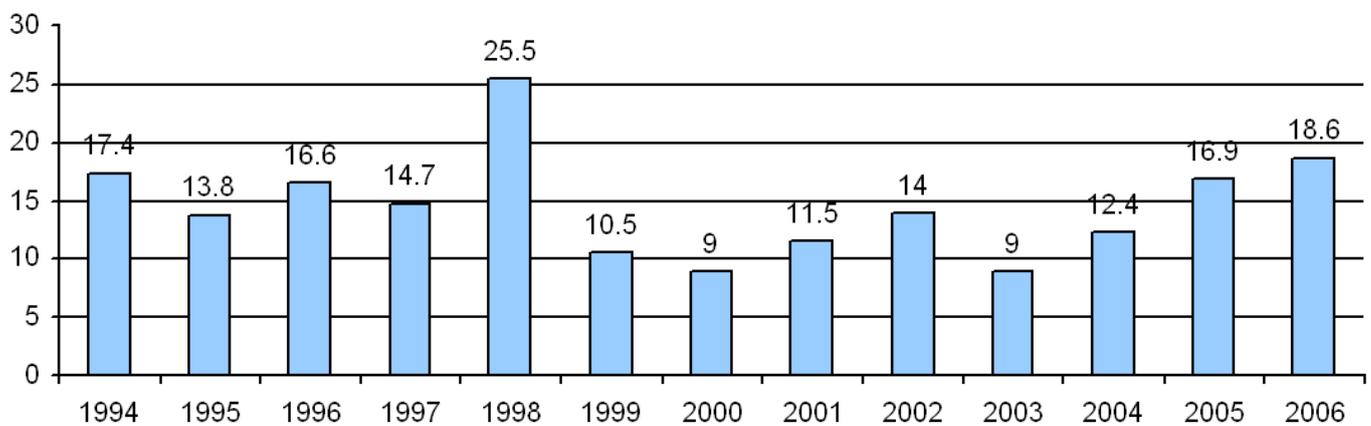
Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	0	0	15	79	14	273	157	
Feb.	1	5	5	157	11	121	273	
März	0	0	26	928	11	203	439	
April	0	0	0	462	11	113	491	
Mai	0	0	3	1574	14	3	334	
Juni	2	0	4	603	15	596	62	
Juli	0	1	4	127	7	470	530	
Aug.	0	0	0	0	1	312	132	
Sept.	0	0	0	0	0	0	137	
Okt.	1	0	8	56	0	168	253	
Nov	0	0	4	0	0	222	0	
Dez.	1	0	44	68	0	291	197	
<b>Total 2006</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>113</b>	<b>4054</b>	<b>84</b>	<b>2772</b>	<b>3005</b>	<b>18,6</b>
<b>Total 2005</b>	<b>23</b>	<b>10</b>	<b>68</b>	<b>4587</b>	<b>143</b>	<b>823</b>	<b>2383</b>	<b>16,9</b>
<b>Total 2004</b>	<b>34</b>	<b>17</b>	<b>9</b>	<b>290</b>	<b>20</b>	<b>826</b>	<b>3356</b>	<b>12,4</b>
<b>Total 2003</b>	<b>76,1</b>	<b>95,1</b>	<b>0</b>	<b>369,2</b>	<b>86</b>	<b>533</b>	<b>2141</b>	<b>9,0</b>



**Figur 1: Applikation von <sup>131</sup>I zu therapeutischen Zwecken 1994-2006 in GBq**



**Figur 2: Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq**



**Figur 3: Abgabe von <sup>131</sup>I ans Abwasser 1994-2006 in GBq**

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Kapitel 10 Diverse / Divers

1. Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung (links)	<b>140</b>
1. Analyse des contributions à l'irradiation de la population suisse (lien)	<b>140</b>
2. 20 ans après l'accident de Tchernobyl: les conséquences en Suisse (lien)	<b>181</b>
2. 20 Jahre seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl: Die Auswirkungen auf die Schweiz (links)	<b>186</b>
3. Polonium-210: Information sheet (links)	<b>190</b>



**Eidgenössische Kommission für Strahlenschutz  
und Überwachung der Radioaktivität  
(KSR)**

**Commission fédérale de la protection contre les  
radiations et de surveillance de la radioactivité  
(CPR)**

**Analyse des contributions à l'irradiation de  
la population Suisse en 2004**

**Analyse der Beiträge zur Strahlenexposition  
der Schweizer Bevölkerung in 2004**

**Bern, November 2005**

**Adresse de commande:**

Commission fédérale de protection contre les radiations  
et de surveillance de la radioactivité  
Office fédéral de la santé publique  
3003 Berne

**Bezugsadresse:**

Eidgenössische Kommission für Strahlenschutz  
und Überwachung der Radioaktivität  
Bundesamt für Gesundheit  
3003 Bern

**Verteiler:**

Mitglieder der KSR  
Experten der KSR  
EDI  
BAG  
BFE/HSK  
SUVA  
KOMABC  
KSA  
NAZ  
PSI  
IRA  
UVEK  
Deutschland (SSK, FS)

**Distribution:**

Membres de la CPR  
Experts de la CPR  
DFI  
OFSP  
OFEN/DSN  
SUVA  
COPABC  
CSA  
CENAL  
PSI  
IRA  
DETEC  
France (SFRP, ASN)

*Ce rapport peut être téléchargé à l'adresse:*

*Dieser Bericht kann unter folgender Adresse herunter geladen werden:*

[www.ksr-cpr.ch](http://www.ksr-cpr.ch)



## INHALTSVERZEICHNIS

1. **Einleitung**
2. **Beitrag von Radon**
3. **Beitrag durch Inkorporation**
4. **Beitrag der kosmischen Strahlung**
5. **Beitrag der terrestrischen Komponente**
6. **Beitrag der Medizin**
7. **Schlussfolgerungen**

Bei Bedarf sind weitere Informationen zu den einzelnen Kapiteln bei folgenden Personen erhältlich:

Radon: [Georges Piller](#) (BAG)

Inkorporation: [Christian Wernli](#) (PSI)

Kosmische Strahlung: [Christophe Murith](#) (BAG)

Terrestrische Strahlung: [Hansruedi Völkle](#) (BAG)

Medizin: [Jean-François Valley](#) (IRA)

## 1 Einleitung

Die mittleren Dosiswerte zur Strahlungsexposition der Schweizer Bevölkerung werden seit Jahren regelmässig in den Berichten des Bundesamtes für Gesundheit (BAG) "Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz" berechnet und in Form von Kuchendiagrammen dargestellt. Die KSR hat es für sinnvoll erachtet, die Gültigkeit dieser Werte zu prüfen. Dazu sollten die aktuellen Berechnungsgrundlagen explizit definiert und die Durchschnittswerte durch Angaben zur Verteilung dieser Werte ergänzt werden.

Die mittlere Dosis ist nämlich je nach Lebensbedingungen nicht unbedingt für alle Personen repräsentativ. Deshalb scheint es wichtig, interessierte Kreise über die Variationsbreite der verschiedenen Strahlungsbeiträge zu informieren. Bei der Strahlungsexposition werden im vorliegenden Dokument mehrere Kategorien unterschieden. Zuoberst steht mit Radon die bedeutendste Belastung, der die gesamte Bevölkerung ständig ausgesetzt ist, zuunterst die Medizin, da in diesem Bereich nur unter bestimmten Umständen und an einzelne Personen Strahlung abgegeben wird. Für diese beiden Komponenten sind eine grosse Variationsbreite und echte Möglichkeiten für eine Reduktion der höchsten Dosen zu erwarten. Beschränkter sind demgegenüber die Dosisunterschiede wie auch die Möglichkeiten für eine Strahlungsreduktion im Bereich der Inkorporation, der kosmischen Strahlung und der terrestrischen Strahlung, denen die Bevölkerung ständig ausgesetzt ist.

Auf der Grundlage der von den einzelnen Spezialisten eingereichten Unterlagen hat die Subkommission für Umweltüberwachung den vorliegenden Bericht mit einer Zusammenfassung zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung erarbeitet. Die Dosen von beruflich strahlenexponierten Personen fallen in die Zuständigkeit der Expertengruppe für Dosimetrie im Strahlenschutz und sind nicht Gegenstand der vorliegenden Analyse. Während bei diesen Personen die Dosen individuell beobachtet werden und die Verteilung deshalb einfacher zu bestimmen ist, liegen zur Exposition einzelner Personen der übrigen Bevölkerung praktisch keine Zahlen vor, weshalb sich die Schätzungen auf Hypothesen zu einem durchschnittlichen Verhalten stützen.

Durch die Analyse der einzelnen Beiträge zur Strahlenbelastung der Schweizer Bevölkerung konnte eine Bestandesaufnahme der in der Schweiz zur Berechnung dieser Werte verwendeten Methodologien erarbeitet werden.

Die Ergebnisse bestätigen die zuvor evaluierten mittleren Dosiswerte. Diese Studie zeigt jedoch, dass es problematisch ist, eine abschliessende Bilanz zu den verschiedenen Strahlenkategorien zu ziehen und die entsprechenden Werte als effektive, für die gesamte Bevölkerung gültige Dosen darzustellen. Aus dieser Sicht wären vertiefte Analysen zu den Erkenntnissen über die Dosisverteilung insbesondere im Bereich der Inkorporation und der Medizin nützlich.

## 2 Beitrag von Radon

### 2.1 Einleitung

Das radioaktive Edelgas Radon dringt vorwiegend vom Untergrund her in unseren Wohnbereich ein. Mit der Atemluft gelangen Radon und Radonfolgeprodukte in die Lunge. Dort können sich die Radonfolgeprodukte absetzen und das Gewebe bestrahlen. Daraus kann Lungenkrebs resultieren.

Radon ist kein neues Problem. Schon zu Beginn des 16. Jahrhunderts wurde von einer geheimnisvollen Lungenkrankheit berichtet, an der Minenarbeiter in Böhmen starben. Die so genannte Schneeberger-Krankheit wurde gegen Ende des 19. Jahrhunderts als Lungenkrebs identifiziert. Die Ursache dafür blieb aber bis in die fünfziger Jahre unbekannt. Erst dann wurde bemerkt, dass Radonfolgeprodukte zu einer erhöhten Strahlendosis in der Lunge führten.

Der Zusammenhang zwischen Lungenkrebssterblichkeit und Exposition durch Radonfolgeprodukte bei Bergarbeitern ist gut dokumentiert [1]. Die gemeinsame Analyse von 11 Studien ergibt eine lineare Expositions-Wirkungsbeziehung.

Das „Pooling“ der epidemiologischen Studien Europas ergibt eine Zunahme des Lungenkrebsrisikos von 8% pro 100 Bq/m<sup>3</sup> [2,3]. Wird die Unsicherheit bei der Bestimmung der Exposition mitberücksichtigt, steigt die Zunahme auf 16% pro 100 Bq/m<sup>3</sup>. Auch die amerikanischen Fallkontrollstudien wurden gemeinsam analysiert und führen zu vergleichbaren Ergebnissen [4]. Wird die Analyse auf Datensätze mit genaueren Radondaten beschränkt, steigt auch hier das geschätzte Risiko weiter an.

Die WHO hat Radon schon vor rund 10 Jahren als krebserregend für den Menschen eingestuft [5]. Seither wurde eine ganze Reihe von epidemiologischen Fallkontrollstudien durchgeführt und publiziert [6]. Die deutsche Strahlenschutzkommission hat dazu folgendes festgehalten [7]:

- Epidemiologische Studien bei der Bevölkerung zeigen, dass sich durch Radonexposition das Risiko für Lungenkrebs erhöht.
- Ein statistisch signifikantes zusätzliches Lungenkrebsrisiko ist ab Radonkonzentrationen von 150 Bq/m<sup>3</sup> nachweisbar.
- Das zusätzliche relative Lungenkrebsrisiko folgt einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung ohne Schwellenwert („LNT-Hypothese“).

Die bisherigen Radonmessungen in rund 55'000 Gebäuden zeigen, dass in beinahe 700 Häusern der gesetzliche Grenzwert von 1'000 Bq/m<sup>3</sup> überschritten ist. Diese Gebäude befinden sich vorwiegend in Alpen- und Jura-Regionen. Es gibt aber auch im Mittelland vereinzelt Bauten mit zu hohen Werten. Hochrechnungen weisen darauf hin, dass in der Schweiz in einigen Tausend Wohnhäusern der Grenzwert für Radon (1'000 Bq/m<sup>3</sup>) überschritten ist.

Nach dem Rauchen ist Radon die wichtigste Ursache für Lungenkrebs, der etwa 2'800 Opfer pro Jahr fordert. Nach neusten Erkenntnissen könnten in der Schweiz 240 dieser Lungenkrebsfälle dem Radon zugeschrieben werden [8].

## 2.2 Methodik

Die schweizerische Radon-Datenbank wird vom BAG geführt und umfasst alle in der Schweiz in Wohngebäuden ermittelten Radon-Konzentrationen. Es stehen über 100'000 Messungen, wovon 70'000 in Wohn- und Aufenthaltsräumen, aus 55'000 Gebäuden zur Verfügung. Für die Ermittlung der Strahlendosis der Bevölkerung werden ausschliesslich die Messungen aus Wohn- und Aufenthaltsräumen verwendet. Die Messungen werden vorwiegend während der Heizperiode durchgeführt und es ist eine Messdauer von drei Monaten empfohlen. Für die Messung werden Radon-Dosimeter von Messstellen verwendet, die vom BAG anerkannt sind.

Die Strahlenschutzverordnung (StSV) sieht vor, dass für die Radon-Konzentration ein über ein Jahr gemittelter Wert verwendet wird. Aus diesem Grunde wurde basierend auf Messungen im Winter und im Sommer in 300 Räumen die folgende Korrektur eingeführt [9]

$$A_0 = A_m \frac{N_{Wi} + N_{So}}{1.12 \cdot N_{Wi} + 0.88 \cdot N_{So}}$$

Dabei ist  $A_0$  die über ein Jahr gemittelte Radon-Konzentration in  $\text{Bq/m}^3$ ,  $A_m$  die gemessene Radon-Konzentration in  $\text{Bq/m}^3$ .  $N_{Wi}$  ist die Expositionszeit während Wintermonaten (Oktober bis März) in Tagen,  $N_{So}$  die Expositionszeit während Sommermonaten (April bis September) in Tagen.

Anschliessend werden die Messwerte im Haus auf das Stockwerk bezogen, in dem die Bevölkerung im Mittel wohnt. Die Korrektur erfolgt mittels nachfolgender Formel:

$$A_{0,St} = A_0 \cdot e^{-0.19 \cdot (St_m - St)}$$

wobei  $A_{0,St}$  die Stockwerk-Korrigierte Radon-Konzentration in  $\text{Bq/m}^3$  ist,  $St$  das Stockwerk, in dem gemessen wurde und  $St_m$  das Stockwerk, in dem die Bevölkerung des entsprechenden Kantons im Mittel wohnt (vgl. Tabelle 2.1).

Kanton	Stock	Kanton	Stock	Kanton	Stock
AG	1.03	GR	1.17	SZ	1.2
AI	0.57	JU	0.78	TG	0.88
AR	0.86	LU	1.4	TI	1.29
BE	1.11	NE	1.57	UR	0.99
BL	1.18	NW	1.31	VD	1.52
BS	1.94	OW	1.05	VS	1.3
FR	1.02	SG	1.08	ZG	1.48
GE	2.89	SH	1.12	ZH	1.21
GL	0.93	SO	0.92		

Tabelle 2.1 : Stockwerk, in dem die Bevölkerung im Mittel wohnt; nach Kanton;  
Quelle: Bundesamt für Statistik

In einzelnen Gebäude und Gemeinden wurden viele Messungen durchgeführt, was den Mittelwert merklich beeinflussen könnte. Aus diesem Grunde wurde für jedes Gebäude das arithmetische Mittel der Stockwerkkorrigierten Konzentrationen als repräsentativer Wert übernommen und mit dem Populationsanteil der entsprechenden Gemeinde gewichtet. Damit resultiert für die Schweiz der folgende Mittelwert für die Radonkonzentration in Wohn- und Aufenthaltsräumen:

$$A = \frac{1}{\sum_{i=1}^N pop_i} \sum_{i=1}^N pop_i \left[ \frac{1}{N_i} \sum_{j=1}^{N_i} \left[ \frac{1}{N_{ij}} \sum_{k=1}^{N_{ij}} A_{b,St_{ijk}} \right] \right]$$

Dabei sind:       $pop_i$       Population der Gemeinde i  
                       N            Anzahl erfasster Gemeinden  
                        $N_i$         Anzahl gemessener Gebäude in der Gemeinde i  
                        $N_{ij}$       Anzahl Messungen im Gebäude j der Gemeinde i

Die beschriebenen Korrekturen und Gewichtungen führen zu einem Mittel der Radon-Konzentrationen von  $75 \text{ Bq/m}^3$ . Mit den Konversionsfaktoren der „International Commission on Radiological Protection“ [10] und einer Aufenthaltszeit von 7'000 Stunden ergibt dies eine Jahresdosis von 1.28 mSv.

Für den Arbeitsbereich gibt es keine systematischen Untersuchungen. Es wird davon ausgegangen, dass Arbeitende tieferen Radonkonzentrationen ausgesetzt sind. Nimmt man für den Arbeitsbereich im Mittel rund die halbe Radonkonzentration an, ergibt sich mit der jährlichen Arbeitszeit von 2'000 Stunden eine Jahresdosis von 0.26 mSv. Es ist zu bemerken, dass die ICRP für Wohn-/Aufenthalts- und Arbeitsbereich verschiedene Konversionsfaktoren verwendet. Massgebende Einflüsse sind Staubgehalt, Partikelgrösse und Anteil angelagerter bzw. freier Radon-Folgeprodukte.

Auch das kurzlebige  $^{220}\text{Rn}$ , Thoron genannt, trägt etwas zur Strahlendosis bei. Es liegen heute aber dafür keine schweizerischen Daten vor. Daher wird ein Dosisbeitrag von 0.1 mSv pro Jahr angenommen, wie im UNSCEAR-2000-Report [11] angegeben.

Damit ergeben sich für die Bevölkerung in der Schweiz die mittleren Strahlendosen gemäss Tabelle 2.2:

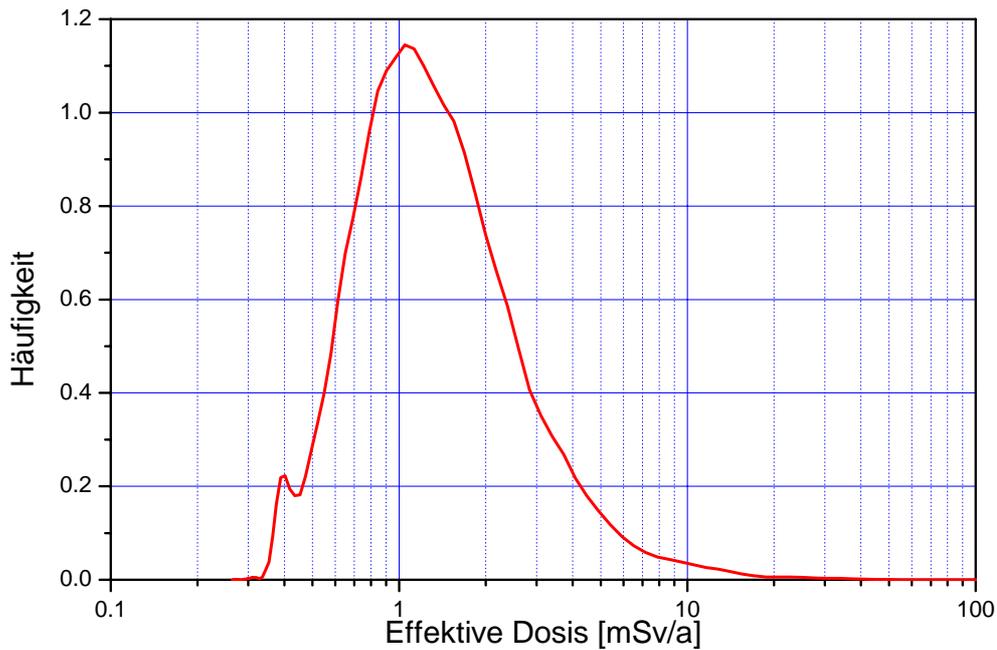
	Radon [Bq/m <sup>3</sup> ]	Aufenthalt [h/a]	Konversionsfaktor [mSv/(Bqh/m <sup>3</sup> )]		Dosis [mSv/a]
Wohn-, Aufenthaltsräume	75	7'000	$2.44 \cdot 10^{-6}$	->	1.28
Arbeitsräume	40	2'000	$3.17 \cdot 10^{-6}$	->	0.26
Thoron ( $^{222}\text{Rn}$ )					0.1
<b>Total</b>					<b>1.64</b>

Tabelle 2.2 : Berechnung der mittleren jährlichen effektiven Strahlendosis

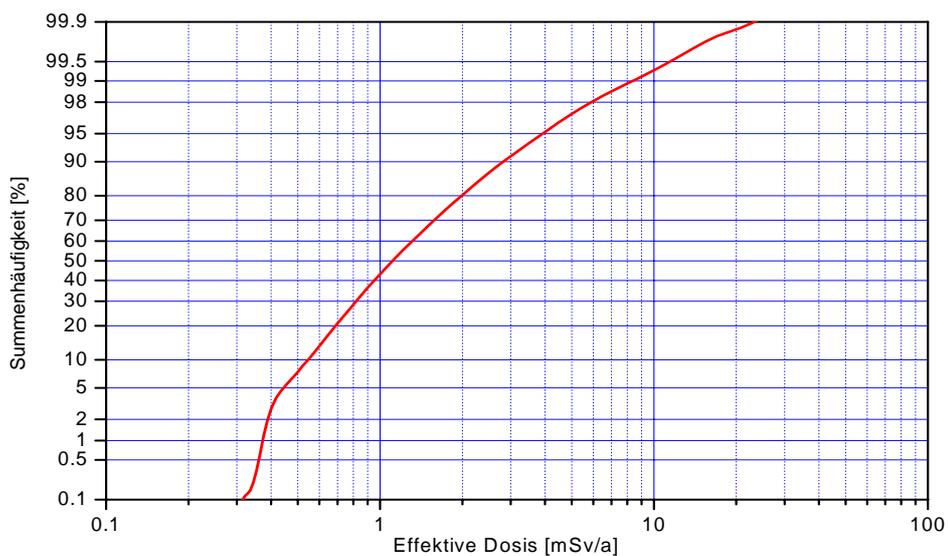
### 2.3 Mittelwerte und Verteilungen

Figur 2.1 zeigt die Verteilung der aus den Stockwerkkorrigierten und Populationsgewichteten Radon-Konzentrationen ermittelten effektiven Strahlendosen.

Figur 2.2 stellt die entsprechende Summenhäufigkeitsverteilung dar. Für den Arbeitsbereich wurde jeweils eine Verteilung angenommen, die die gleiche Form aufweist wie die der Wohn- und Aufenthaltsräume, jedoch um rund einen Faktor zwei zu tieferen Radon-Konzentrationen verschoben.



Figur 2.1: Verteilung der effektiven Strahlendosen durch Radon



Figur 2.2: Summenhäufigkeitsverteilung der effektiven Strahlendosen durch Radon

## 2.4 Schlussfolgerungen

In früheren Veröffentlichungen [12] wurde für Radon eine Strahlendosis von 1.6 mSv/a angegeben. Diese umfasste einen 10%-Beitrag durch Thoron und basierte auf einem Radonmittel von 60 Bq/m<sup>3</sup>.

Die oben beschriebene Methode führt zu einem Populationsgewichteten arithmetischen Mittel von 75 Bq/m<sup>3</sup>. Dies ergibt zusammen mit den beschriebenen Annahmen betreffend Arbeitsbereich und Beitrag durch Thoron auch eine effektive Strahlendosis von 1.6 mSv pro Jahr für die Bevölkerung in der Schweiz.

Die Verteilungen zeigen den weiten Bereich der effektiven Strahlendosen durch Radon, von Bruchteilen von milli-Sievert bis zu über 100 mSv pro Jahr in Einzelfällen.

## 2.5 Referenzen

- [1] Lubin, J., Boice, J.D., Edling, C.H., Hornung, R., Howe, G., Kunz, E., Kusiak, A., Morrison, H.I., Radford, E.P., Samet, J.M., Tirmarche, M., Woodward, A., Xiang, Y.S. and Pierce, D.A. (1994), "Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miners studies", US National Institutes of Health. NIH publication No. 94-3644
- [2] S. Darby, D. Hill, A. Auvinen, J-M. Barros-Dios, H. Baysson, F. Bochicchio, H. Deo, R. Falk, F. Forastiere, M. Hakama, I. Heid, L. Kreienbrock, M. Kreuzer, F. Lagarde, I. Mäkeläinen, C. Muir-head, W. Oberaigner, G. Pershagen, A. Ruano-Ravina, E. Ruosteenoja, A. Schaffrath Rosario, M. Tirmarche, L. Tomáek, E. Whitley, H-E. Wichmann, R. Doll, Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, *BMJ*, doi:10.1136/bmj.38308.477650.63 (published 21 December 2004)
- [3] S. Darby et al., Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, extended version to be published in *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*
- [4] Krewski, Daniel; Lubin, Jay H.; Zielinski, Jan M.; Alavanja, Michael; Catalan, Vanessa S.; Field, R William ; Klotz, Judith B.; Letourneau, Ernest G.; Lynch, Charles F.; Lyon, Joseph I.; Sandler, Dale P.; Schoenberg, Janet B.; Steck, Daniel J.; Stolwijk, Jan A.; Weinberg, "Residential Radon and Risk of Lung Cancer: A Combined Analysis of 7 North American Case-Control Studies". *Epidemiology*. 16(2):137-145, March 2005.
- [5] WHO, (1996), "Indoor air Quality: A risk-based approach to health criteria for radon indoors", Report on a WHO Working Group, Eilat, Isreal, 28 March-4 April 1993, EUR/ICP/CEH 108(A)

- [6] Kreienbrock, L., (2003) "[Radon und Gesundheit](http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/radon/generalites/x/Kreienbrock.pdf)", Radon-Forum vom 3./4. November 2003 in Luzern.  
<http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/radon/generalites/x/Kreienbrock.pdf>;  
konsultiert am 27.02.2005
- [7] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, "Auswertung der vorliegenden Gesundheitsstudien, Bundesanzeiger Nr. 141, vom 30. Juli 2004, Seite 16'881
- [8] Bundesamt für Gesundheit, "Radon – Attributables Risiko in der Schweiz", Mandat an die Tierärztliche Hochschule Hannover, Bericht in Vorbereitung
- [9] Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, „Radon – Jahresbericht 1995“
- [10] ICRP (International Commission on Radiological Protection) (1993), "Protection against Radon-222 at Home and at Work", ICRP Publ. 65, Annals of ICRP Vol 23/2, Pergamon Press, Oxford
- [11] UNSCEAR-2000, Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly, Annex B, page 108
- [12] Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, „Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz“, Jahresberichte

### 3. Beitrag durch Inkorporation

#### 3.1 Einleitung

Die genaue Ermittlung der Dosen der Bevölkerung durch Inkorporation von Radionukliden setzt die Kenntnis mehrerer Datensätze voraus, z.B.:

- Verzehrsgewohnheiten (Warenkorb) aufgeteilt nach Bevölkerungsgruppen und Regionen;
- Aktivitätskonzentrationen der verschiedenen Radionuklide in den Nahrungsmitteln;
- Chemische Form der Radionuklide (z.B. bei Mineralwässern);
- $^{40}\text{K}$  Aktivitäten im Körper bei Personen aus allen Bevölkerungs- und Altersgruppen.

Umfassende und belastbare Daten dazu sind nicht leicht erhältlich. Es ist deshalb nicht überraschend, dass nicht nur die Schweiz, sondern auch viele andere Länder ihre Abschätzung der Dosen durch Inkorporation von natürlichen Radionukliden weitgehend auf die Publikationen der UNSCEAR [1] abstützen. Unsicher ist dabei, ob sich diese Daten tatsächlich auf die nationalen Verhältnisse übertragen lassen. Die Streuung der Werte kann nicht bestimmt werden, da UNSCEAR nur Mittelwerte publiziert.

#### 3.2 Natürliche Radionuklide

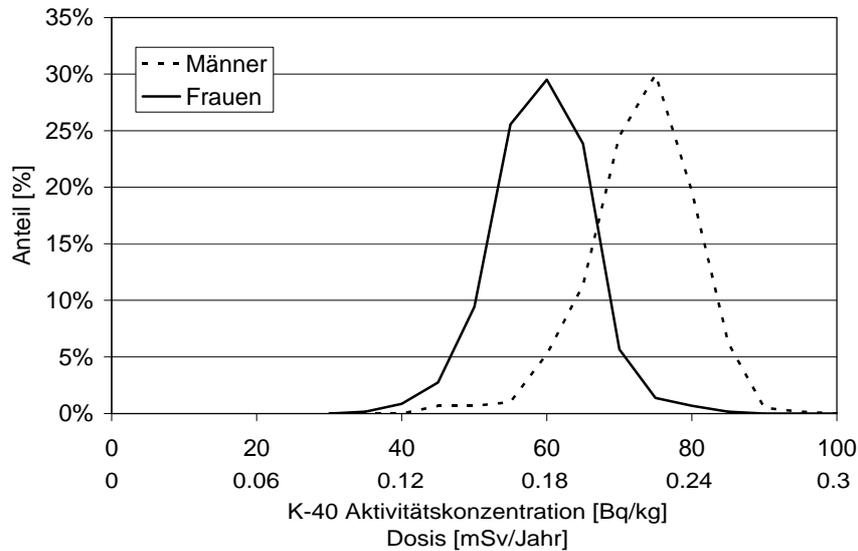
Der grösste Beitrag zur Dosis der Bevölkerung durch in den Körper aufgenommene Radionuklide stammt von Radon und den kurzlebigen Radonfolgeprodukten. Diesem Dosisbeitrag ist deshalb ein eigenes Kapitel gewidmet (s. Kap. 2).

Einen erheblichen Beitrag zur Dosis der Bevölkerung verursacht das Radionuklid  $^{40}\text{K}$ , das zu 0.012 % im natürlichen Kalium und damit in wichtigen Nahrungsmitteln wie Milch und Milchprodukten, Gemüse u.a. vorkommt. Die mittlere tägliche Zufuhr rate von Kalium liegt bei 3.3 g K oder 0.4 mg  $^{40}\text{K}$  pro Tag [2]. Mit der spezifischen Aktivität von  $2.6 \cdot 10^5 \text{ Bq g}^{-1}$  für  $^{40}\text{K}$  ergibt dies für die Bevölkerung eine Zufuhr rate von ca. 100 Bq  $^{40}\text{K}$  pro Tag. Kalium wird im menschlichen Körper vor allem im Muskelgewebe eingebaut und dort homöostatisch reguliert. Die Dosis ist deshalb nicht von der Zufuhr rate sondern nur vom Kaliumgehalt im Körper abhängig. Der typische Kaliumgehalt beträgt ca. 1 – 3 g K pro kg Körpergewicht. Dies entspricht ca. 0.1 – 0.4 mg  $^{40}\text{K}$  pro kg Körpergewicht oder ca. 30 – 90 Bq  $^{40}\text{K}$  pro kg Körpergewicht.

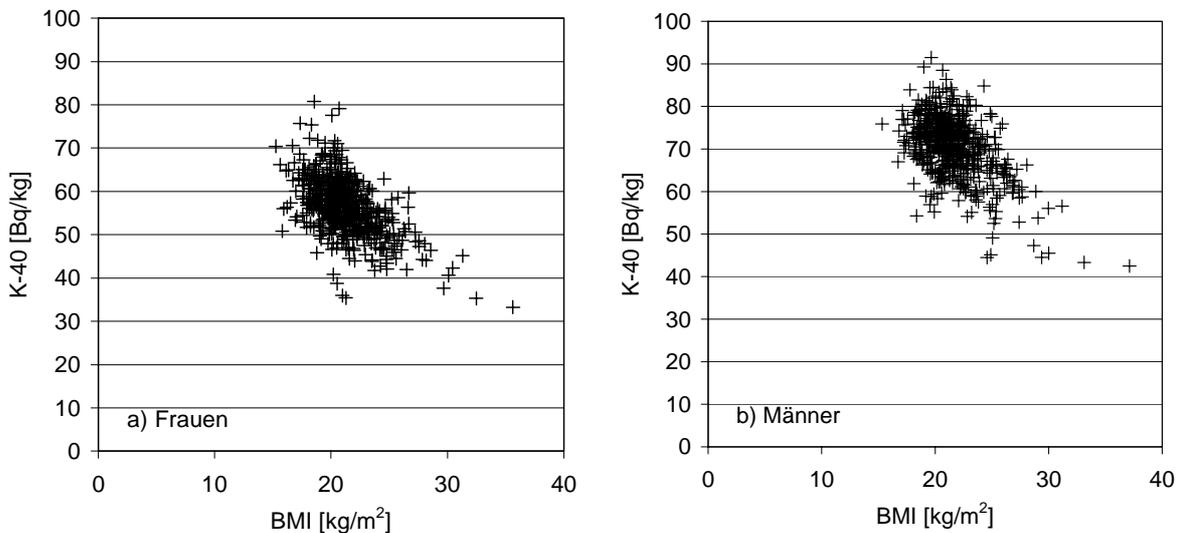
Gemäss UNSCEAR [1] ist die Kaliumkonzentration bei Kindern ca. 10 % höher als bei Erwachsenen und nach [3] nimmt die Kaliumkonzentration bei Erwachsenen im Zeitraum von etwa 20 bis 60 Lebensjahren um rund 10 - 20 % ab. Für die Schweiz liegen langjährige Messreihen an 16 - 20-jährigen Frauen und Männern vor.

In Figur 3.1 sind die Ergebnisse der Jahre 1973 – 2003 für 583 Frauen und 591 Männer aus Genf dargestellt [4]. Die Abhängigkeit der  $^{40}\text{K}$  Konzentration vom Body Mass Index ( $\text{BMI} = \text{Gewicht (kg)} / \text{Grösse}^2 (\text{m}^2)$ ) für diese Personen ist in Figur 3.2 ersichtlich [4].

Mit zunehmendem Body Mass Index nimmt der Fettanteil im Körper zu. Die Aktivität des vorwiegend im Muskelgewebe eingebauten  $^{40}\text{K}$  pro kg Körpergewicht ist deshalb vom Body Mass Index abhängig und nimmt mit zunehmendem BMI ab.



Figur 3.1: Verteilung der Aktivitätskonzentration von  $^{40}\text{K}$  bei 16 - 20-jährigen Frauen und Männern und effektive Dosis pro Jahr unter Annahme eines einheitlichen Dosisfaktors von 3 Mikrosievert pro Jahr pro Bq/kg  $^{40}\text{K}$ .



Figur 3.2: Abhängigkeit der Aktivitätskonzentration von  $^{40}\text{K}$  vom Body Mass Index (BMI) für Frauen (a) und Männer (b)

Zur Berechnung der Dosis durch  $^{40}\text{K}$  wird näherungsweise angenommen, das  $^{40}\text{K}$  sei gleichmässig über den ganzen Körper verteilt und die Umrechnung von der Aktivitätskonzentration auf die Dosis sei unabhängig von Grösse und Gewicht der Person.

Damit kann ein mittlerer Dosisfaktor von 3 Mikrosievert pro Jahr pro Bq kg<sup>-1</sup> verwendet werden [1]. Für die oben angegebene typische Verteilung der Aktivitätskonzentration von <sup>40</sup>K ergibt sich damit ein Streubereich für die Dosis von ca. 0.1 – 0.3 mSv pro Jahr. Die mittlere <sup>40</sup>K Konzentration der in der Schweiz gemessenen Frauen beträgt 57 Bq kg<sup>-1</sup>, resp. 71 Bq kg<sup>-1</sup> für Männer [4]. Die daraus berechneten mittleren Dosen betragen somit 0.17 mSv pro Jahr für die Frauen und 0.21 mSv pro Jahr für die Männer. Ohne Berücksichtigung der Altersstruktur kann die mittlere Jahresdosis der Schweizer Bevölkerung durch <sup>40</sup>K damit auf rund 0.19 mSv geschätzt werden. UNSCEAR gibt für den mittleren Dosisbeitrag von <sup>40</sup>K 0.17 mSv pro Jahr an [1].

Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium werden über Nahrungsmittel und teilweise über Mineralwässer aufgenommen. Die in der Schweiz im Handel erhältlichen Mineralwässer wurden in mehreren Studien untersucht [5,6]. Typische Werte liegen im Bereich von 10 – 100 mBq pro Liter. Daraus lässt sich ableiten, dass der mittlere Dosisbeitrag durch natürliche Radionuklide in Mineralwässern kleiner als 0.1 mSv pro Jahr ist. Als Summe über alle Zufuhrpfade für Radionuklide der Zerfallsreihen von Uran und Thorium rechnet UNSCEAR mit einem mittleren Wert von 0.14 mSv pro Jahr [1].

Neben den natürlichen Radionukliden terrestrischen Ursprungs gibt es eine grosse Anzahl von Radionukliden, die in der Atmosphäre durch kosmische Strahlung erzeugt werden. Von den kosmogenen Radionukliden liefern nur <sup>3</sup>H, <sup>7</sup>Be, <sup>14</sup>C, und <sup>22</sup>Na nennenswerte Dosisbeiträge. In der Troposphäre schwankt die gesamte Konzentration dieser Radionuklide zeitlich und räumlich im Bereich von 10 - 100 mBq m<sup>-3</sup>. UNSCEAR schätzt den mittleren Dosisbeitrag der kosmogen erzeugten Radionuklide über alle Aufnahmepfade auf 0.01 mSv pro Jahr [1].

### 3.3 Anthropogene Radionuklide

Die weltweit grössten Freisetzungen von Radionukliden erfolgten bei den Atombombentests der Fünfziger- und frühen Sechzigerjahre sowie beim Reaktorunfall in Tschernobyl 1986. Bis heute radiologisch relevant bleiben davon <sup>14</sup>C, <sup>90</sup>Sr und <sup>137</sup>Cs. Weiter können mehrere Pu-Isotope und <sup>241</sup>Am noch immer in Spuren nachgewiesen werden. Der <sup>137</sup>Cs - Gehalt im menschlichen Körper kann durch Direktmessung im Ganzkörperzähler bestimmt werden. In der Schweiz wurden im Jahr 2004 bei 493 Personen Ganzkörpermessungen durchgeführt. Bei 11 Personen wurden <sup>137</sup>Cs Werte zwischen 100 und 300 Bq gefunden. Alle anderen Befunde lagen zumeist deutlich unter 100 Bq <sup>137</sup>Cs [4]. Der <sup>137</sup>Cs-Gehalt im Körper wird auf die Zufuhr über Lebensmittel (z.B. Pilze, Wildfleisch) zurückgeführt. Zur Ermittlung der Dosis wird ein mittlerer Dosisfaktor für eine 70 kg schwere Person von 3 · 10<sup>-5</sup> mSv pro Jahr pro Bq <sup>137</sup>Cs im ganzen Körper angewendet [1]. Die höchste Dosis durch <sup>137</sup>Cs der im Jahr 2004 ausgemessenen Personen war somit kleiner als 0.01 mSv pro Jahr.

Die Aufnahme von <sup>90</sup>Sr mit der Nahrung wird durch Messungen an Lebensmitteln und an Milchzähnen untersucht [7]. Die mittlere Zufuhr von <sup>90</sup>Sr ist heute kleiner als 50 Bq pro Jahr. Unter Verwendung des Dosisfaktors von 2.8 · 10<sup>-8</sup> Sv/Bq ergibt sich damit eine mittlere Dosis von rund 0.001 mSv pro Jahr.

UNSCEAR schätzt den mittleren Dosisbeitrag durch  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  zusammen auf 0.002 mSv pro Jahr für die Weltbevölkerung [1].

Abgaben von radioaktiven Stoffen an die Umwelt durch Kernanlagen, Spitäler, Industriebetriebe etc. können zu lokal leicht erhöhten Personendosen führen. Gemäss [5] betrug im Jahr 2003 die höchste (rechnerisch ermittelte) Dosis durch Abgabe radioaktiver Stoffe eines Betriebes 0.006 mSv pro Jahr.

Inkorporationen von radioaktiven Stoffen treten auch bei diagnostischen und therapeutischen Anwendungen in der Nuklearmedizin auf. Diese Dosisbeiträge werden in Kapitel 6 behandelt.

### 3.4 Mittlere Dosis und Wertebereich durch Inkorporation ohne Radon und ohne medizinische Anwendungen

Radionuklide	Mittlere Dosis in mSv pro Jahr	Wertebereich in mSv pro Jahr
$^{40}\text{K}$	0.19	0.1 – 0.3
U und Th Zerfallsreihen	0.14	< 1
$^3\text{H}$ , $^7\text{Be}$ , $^{14}\text{C}$ , $^{22}\text{Na}$ (kosmogen)	0.01	< 0.2
$^{14}\text{C}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ (Bombentest und Tschernobyl)	0.002	0 – 0.01
Abgaben von Betrieben	0	0 – 0.006
Total	0.34	0.1 – 0.5

Tabelle 3.1: Zusammenfassung der effektiven Dosen durch Inkorporation ohne Radon und ohne medizinische Anwendungen.

### 3.5 Schlussfolgerungen

Die mittlere Dosis der Bevölkerung durch inkorporierte Radionuklide (ohne Radon und medizinische Anwendungen) wird fast ausschliesslich verursacht durch  $^{40}\text{K}$  sowie die Zerfallsreihen von Uran und Thorium und beträgt 0.34 mSv pro Jahr. Die Verteilung der Dosen durch Ingestion von Radionukliden der Zerfallsreihen von Uran und Thorium für die Bevölkerung der Schweiz ist bisher nicht bekannt. Auch die Altersverteilung der Dosen durch  $^{40}\text{K}$  wurde in der Schweiz noch nicht untersucht. Zur vollständigen Darstellung der Dosen der Bevölkerung wäre es interessant, diese Dosisverteilungen zu ermitteln. Dies würde aber kaum einen Einfluss auf die in der Tabelle 3.1 erwähnten Dosen haben.

### 3.6 Referenzen

- [1]. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR Report 2000
- [2]. Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23, 1975
- [3]. Estimated potassium content in Hanford workers. T.P. Lynch et. al. Radiat. Prot. Dosim. Vol. 111, No. 3, pp. 319-322, 2004
- [4]. Nicht veröffentlichte Daten. Messungen von M. Cosandey (SCCI-Genf), A. Donath, J.-C. Corminboeuf, S. Namy (HUG, Genf), J. Hitz, M. Boschung, J. Eikenberg (PSI). Datensammlung von H. Völkle, BAG. Darstellung PSI.
- [5]. Deflorin, O., Natürliche Radionuklide in Grundwässern des Kantons Graubünden, Dissertation, Univ. de Neuchâtel, 2004
- [6]. The Analysis of Naturally Occurring Radionuclides from Uranium and Thorium Decay Series in Table Mineral Waters. T.C. Aellen, O. Umbricht and W. Goerlich. The Science of the Total Environment, 130/131 (1993) 253-259.
- [7]. Modelisation du comportement du strontium-90 dans l'environnement. F. Carlone, J.-J. Geering, J.-F. Valley. Tagungsberichte SGSMP, Wissenschaftliche Tagung 1994, La Chaux-de-Fonds, 27. und 28. Oktober 1994.

## 4 Beitrag der kosmischen Strahlung

### 4.1 Einleitung

Die Entdeckung der kosmischen Strahlung nahm ihren Anfang zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts. Der Schweizer A. Gockel (1860-1927) gehörte dabei zu den Pionieren. 1910 nahm er Messungen mit einem neuartigen, speziell für Ballonflüge konzipierten Gerät vor, dem "Wulf'schen Strahlungsapparat". Falls sich die Strahlungsquelle, welche die in der Luft verteilten Ionen produziert, in der Erdrinde befand, wie er dies aufgrund von Messungen in Zermatt im Jahr 1908 vermutete, musste die Konzentration der Ionen mit zunehmender Höhe zurückgehen. Die neuen Messungen bis in eine Höhe von 4500 m ergaben tatsächlich eine leichte Abnahme, die aber weit weniger substanziell war, als dies im Falle einer Strahlungsabgabe der Erdrinde hätte der Fall sein müssen. Gockel war wie immer sehr kritisch und vorsichtig. Er beschränkte sich auf die Aussage, dass nicht ausgeschlossen werden könne, dass es eine Strahlungsquelle gebe, die in die höheren Schichten der Erdatmosphäre vordringt. 1936 erhielten der Österreicher V. Hess (1883-1964) und C.D. Anderson [1] gemeinsam den Nobel-Preis für die Entdeckung der kosmischen Strahlung.

Heute steht fest, dass die kosmische Strahlung aus zwei Komponenten besteht. Einerseits trifft kosmische Strahlung ständig und voraussehbar aus der Galaxis und aus dem Weltraum ausserhalb unserer Galaxie ein (galaktische kosmische Strahlung, GCR). Sie besteht aus hochenergetischen Teilchen (bis zu  $10^{20}$  eV, abgegeben von Sternen und Supernovae), hauptsächlich aus Protonen (~ 87%) und Heliumionen (~ 12%), daneben aber auch aus anderen Kernen bekannter Elemente und aus Elektronen. Diese Teilchen treten mit der Erdatmosphäre in Wechselwirkung und erzeugen dabei eine Sekundärstrahlung, deren Intensität zusammen mit der primären Teilchenstrahlung innerhalb der Atmosphäre mit sinkender Höhe bis zum Meeresspiegel abnimmt. Die Dosis hängt auch ab von den geomagnetischen Koordinaten (Länge und Breite) – in Polnähe ist sie grösser, in Äquatornähe geringer – sowie von der Sonnenaktivität, die einem 11-jährigen Zyklus folgt.

Die andere Komponente der kosmischen Strahlung geht von der Sonne aus (solare kosmische Strahlung, SCR). Dieser so genannte Sonnenwind wird von sporadischen, unvorhersehbaren Erscheinungen der Sonnenatmosphäre (Sonneneruptionen oder Flares) sowie durch koronale Massenauswürfe (CME) erzeugt. Die Intensität dieser Ereignisse solaren Ursprungs (SEP) schwankt stark – die Teilchenfluenz kann von einem Sonnenergebnis zum nächsten um mehrere Grössenordnungen variieren – die Häufigkeit ist jedoch mit einem Ereignis pro Monat gering [2]. Die Dosisleistung steigt dann rasch an (während einiger Minuten) und kann einige Stunden bis mehrere Tage andauern. Am Boden können diese Ereignisse mit Neutronen-Monitoren beobachtet werden, ihr Beitrag bleibt jedoch vernachlässigbar.

Die kosmische Strahlung ist auch verantwortlich für die Entstehung radioaktiver Elemente in höheren Schichten der Atmosphäre, zum Beispiel  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$  und  $^{22}\text{Na}$ . Diese können entsprechend ihrer Rolle im Stoffwechsel des menschlichen Körpers einen schwachen Dosisbeitrag leisten (siehe Kapitel 3).

Die Erde wird also konstant von ionisierender Strahlung bombardiert, welche ihren Ursprung im interstellaren Raum hat. Die Intensität dieser Strahlung wird zum Teil durch das mit dem Sonnenwind zusammenhängende Magnetfeld und das Erdmagnetfeld beeinflusst. Die wichtigsten Wechselwirkungen der kosmischen Strahlung mit der Atmosphäre umfassen die Ionisierung von Atomen und Molekülen und Interaktionen mit Atomkernen. Dies führt zu einer selektiven Verminderung der Primärstrahlung, wobei die schwersten Teilchen am stärksten absorbiert werden. So dringen lediglich Protonen in die tiefen Schichten der Atmosphäre vor. Aus diesen Interaktionen resultiert an der Erdoberfläche einerseits eine Strahlenkomponente der geladenen Teilchen und Photonen und andererseits eine Neutronenkomponente.

In Abbildung 4.1. sind diese Beiträge in Form der effektiven Dosis und des betroffenen Bevölkerungsanteils in der Schweiz in Abhängigkeit der Höhe dargestellt.

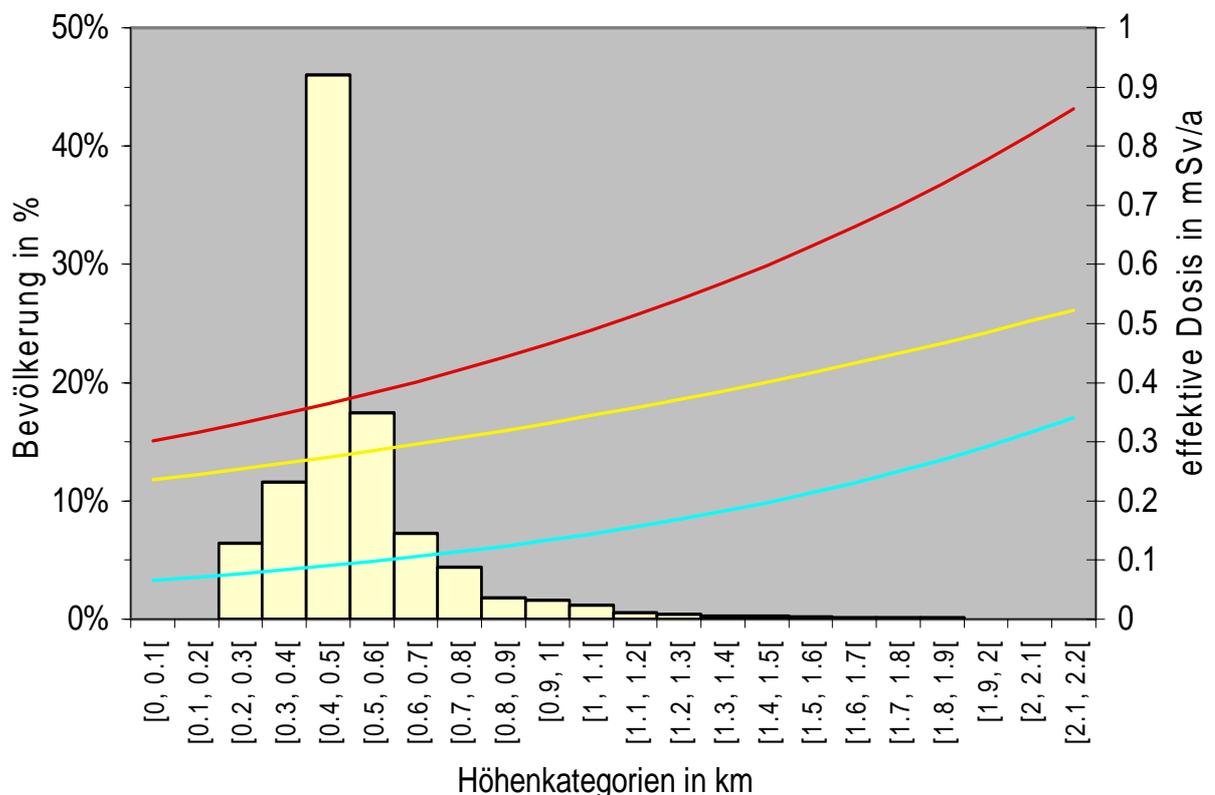


Abb. 4.1: Höhe, Bevölkerung und effektive Dosis

Dargestellt sind die höhenabhängige effektive Dosis, die sich aus dem Beitrag der Neutronen ergibt (untere Kurve), die auf geladene Teilchen und Photonen zurückzuführen ist (mittlere Kurve) und die aus der Summe dieser beiden Beiträge resultiert (obere Kurve), sowie der Bevölkerungsanteil in den verschiedenen Höhenkategorien (in %).

Die Methoden zur Bestimmung dieser Dosen und der Verteilung sind Gegenstand der Abschnitte 4.2 und 4.3.

## 4.2 Methode zur Dosisbestimmung

Zu bestimmen sind die effektive Jahresdosis  $E$  (mSv/Jahr) der kosmischen Strahlung sowie die Verteilung in der Bevölkerung. Diese Grösse, mit der sich das Risiko im Zusammenhang mit den stochastischen Wirkungen der ionisierenden Strahlung auf den Menschen quantifizieren lässt, ist jedoch nicht direkt messbar. Somit wurde ausgehend von den Messungen die in derselben Einheit ausgedrückte Umgebungs-Äquivalentdosis  $H^*(10)$  in Einklang mit der Schweizer Gesetzgebung bestimmt. Es wurde dazu ein Umrechnungsfaktor von 1 zwischen den beiden Grössen angenommen. Bei der Dosisberechnung werden zwei Komponenten unterschieden: die Komponente der geladenen Teilchen und Photonen einerseits und die Neutronenkomponente andererseits.

### **Komponente der geladenen Teilchen und Photonen $E_c$**

Ein Proton der Primärstrahlung erzeugt durch Auslösung einer Teilchenkaskade rund eine Million Sekundärteilchen. Die beim Zerfall der Protonen entstehenden Myonen interagieren selten und stellen somit den Hauptbeitrag der auf der Erdoberfläche eintreffenden Teilchen. Die entsprechende Umgebungs-Äquivalentdosisleistung im Zusammenhang mit den geladenen Teilchen und den Photonen hängt vor allem von der Höhe und nur unwesentlich von der Breite ab (10% geringer am Äquator als in hohen Breitengraden). Die in der Schweiz mittels einer Ionisationskammer in einem Ballon durchgeführten Messungen (Abb. 4.2) zeigen eine gute Übereinstimmung ( $\pm 10\%$ ) mit den Referenzwerten [3].

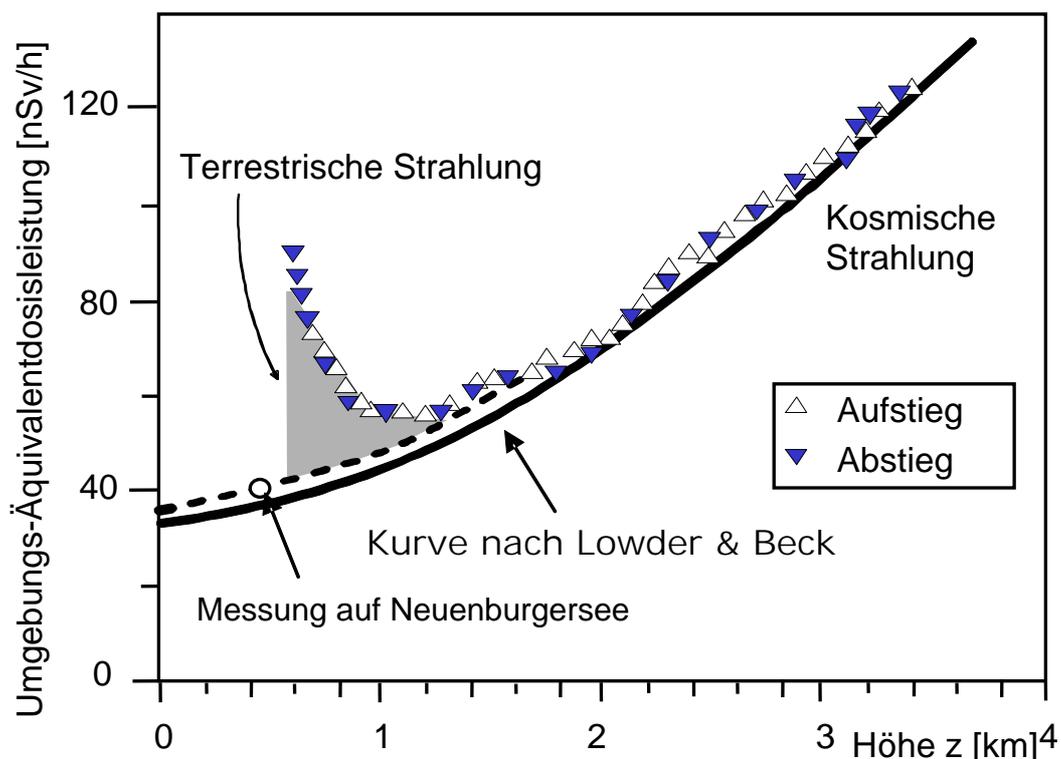


Abb. 4.2: Beitrag der kosmischen Strahlung an der in der Schweiz gemessenen ionisierenden Komponente [4]. Anhand einer Messung auf dem See, wo die terrestrische Komponente absorbiert wird, lässt sich dieser Beitrag in Bodennähe errechnen.

Zur Schätzung der Dosen, die aus geladenen Teilchen und Photonen resultieren, wurden folgende Hypothesen der UNSCEAR [5] verwendet:

- Der mittlere Schwächungsgrad für die Berechnung der Dosisleistung im Innern von Gebäuden gegenüber der Dosisleistung im Freien beträgt 0,8, was einer Reduktion um 20% entspricht.
- Der mittlere Faktor zur Bestimmung der im Innern von Gebäuden zugebrachten Zeit beträgt ebenfalls 0.8 (80%).

Ausgehend von diesen Hypothesen und den Ergebnissen in Abbildung 1 wurde zur Schätzung der Komponente der geladenen Teilchen und Photonen  $E_c$  zwischen 0 und 2'000 m Höhe folgende analytische Formel verwendet:

$$E_c(z) = E_c(0) \cdot e^{0.38 \cdot Z}$$

Z entspricht dabei der Höhe in km;  $E_c(0) = 0.24$  mSv/Jahr entspricht der effektiven Jahresdosis auf Meereshöhe, die auf die geladenen Teilchen und Photonen zurückzuführen ist, wenn angenommen wird, dass sich die Bevölkerung während 20% der Zeit im Freien aufhält und die Strahlung im Inneren von Gebäuden um 20% abgeschwächt wird.

### **Neutronenkomponente $E_n$**

Neutronen entstehen bei Interaktionen zwischen Protonen, Atomen und Molekülen in der Erdatmosphäre. Bei diesen Zusammenstößen kommt es entweder zur Verdampfung der Kerne (niederenergetische Neutronen: ~ 10 MeV) oder zu einer "Knock-on"-Reaktion hochenergetischer Protonen an der Peripherie der Kerne (hochenergetische Neutronen).

Die Dosisleistung der Neutronenkomponente hängt nicht nur wesentlich von der Höhe, sondern auch signifikant vom Breitengrad ab (Faktor 2; Maximalwert am Pol und Minimum am Äquator), da der Neutronenfluss direkt mit dem Protonenfluss zusammenhängt. Ausserdem wird die auf Neutronen zurückzuführende Dosis vom Sonnenzyklus beeinflusst (in 10 km Höhe über der Erdoberfläche ist zwischen dem je nach Sonnenaktivität minimalen und maximalen Wert eine Dosiszunahme um 65% festzustellen, während diese Zunahme am Boden unbedeutend ist).

Im Gegensatz zur Komponente der geladenen Teilchen und Photonen lässt sich die Neutronenkomponente an der Erdoberfläche in der Schweiz nur beschränkt messen. Durchgeführt wurden solche Messungen, die für die Schweizer Breitengrade aussagekräftig sind, in Neuherberg und auf der Zugspitze [6] sowie in Mailand [7]. Ausgehend von diesen Ergebnissen wurde für eine Schätzung der Neutronenkomponente zwischen 0 und 2 km Höhe folgende analytische Formel verwendet:

$$E_n(z) = E_n(0) \cdot e^{0.78 \cdot Z}$$

Z entspricht dabei der Höhe in km;  $E_n(0) = 0.066$  mSv/Jahr entspricht der effektiven Jahresdosis, die auf Meereshöhe auf Neutronen zurückzuführen ist, wenn angenommen wird, dass sich die Bevölkerung während 20% der Zeit im Freien aufhält und die Strahlung im Inneren von Gebäuden um 20% abgeschwächt wird.

### 4.3 Mittlere Dosis und Verteilung

In Tabelle 4 ist die auf kosmische Strahlung zurückzuführende effektive Jahresdosis (mSv/Jahr) in Abhängigkeit der Höhe aufgeführt. Diese wurde auf der Grundlage der in Abschnitt 4.2 beschriebenen Methode berechnet. Diese Werte entsprechen der Summe der Komponente der geladenen Teilchen und Photonen sowie der Neutronenkomponente.

Höhe (m)	(mSv/a)	Höhe (m)	(mSv/a)	Höhe (m)	(mSv/a)
0	0.30	800	0.44	1'600	0.66
100	0.32	900	0.47	1'700	0.70
200	0.33	1'000	0.49	1'800	0.74
300	0.35	1'100	0.51	1'900	0.78
400	0.36	1'200	0.54	2'000	0.82
500	0.38	1'300	0.57	2'100	0.86
600	0.40	1'400	0.60	2'200	0.91
700	0.42	1'500	0.63	2'300	0.96

Tabelle 4: Effektive, höhenabhängige Jahresdosis der kosmischen Strahlung

Die für die Schweizer Bevölkerung resultierende Verteilung ist in Abb. 4.3. dargestellt. Dabei ergibt sich ein Durchschnittswert von 0.38 mSv/Jahr (Medianwert 0.36 mSv/Jahr). Die effektive Jahresdosis liegt für über 95% der Bevölkerung zwischen 0.3 und 0.5 mSv/Jahr. Der Unsicherheitsfaktor bei diesem Durchschnittswert wird auf  $\pm 20\%$  geschätzt.

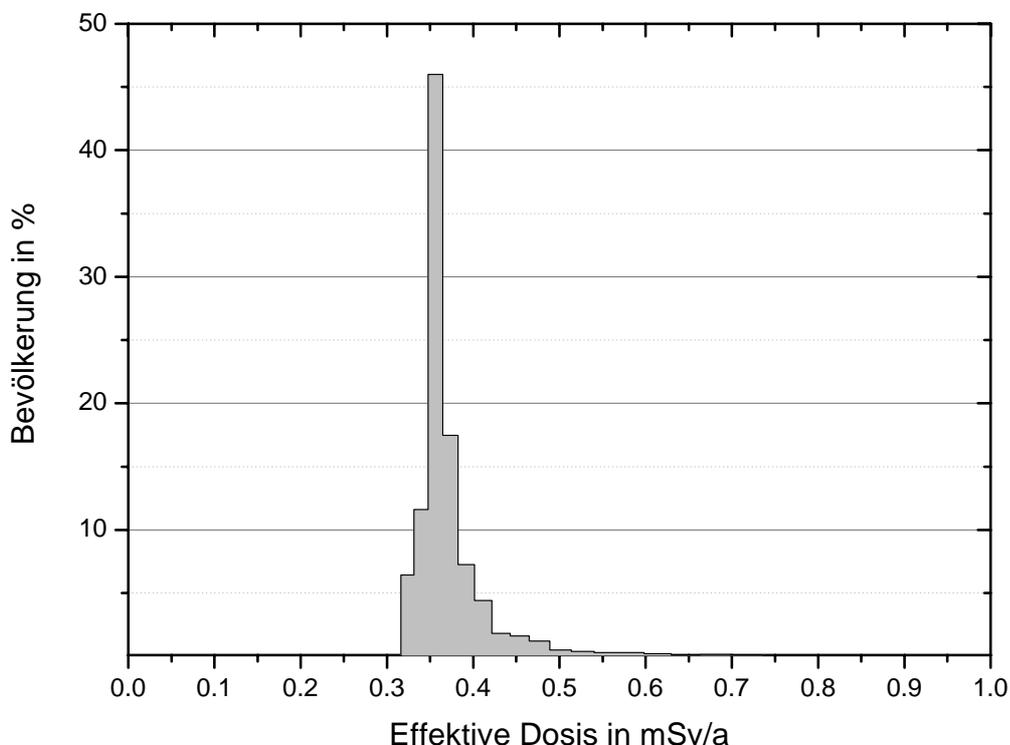


Abb. 4.3: Verteilung der auf kosmische Strahlung zurückzuführenden effektiven Jahresdosis für die Schweizer Bevölkerung.

#### 4.4 Unsicherheiten

Dem im vorliegenden Bericht verwendeten Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass der Umrechnungsfaktor zwischen der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung und der effektiven Dosisleistung 1 beträgt. Tatsächlich lässt eine Durchsicht der Fachliteratur darauf schliessen, dass die Umgebungs-Äquivalentdosis gemäss aktuellem Wissensstand eine aussagekräftige Grösse zur Schätzung der effektiven Dosis ist [8].

Was den Schwächungsgrad (0.8) und die Aufenthaltszeiten (80% im Innern) betrifft, wurden die Hypothesen der UNSCEAR zur Berechnung der effektiven Dosis herangezogen. Damit können die reellen Werte je nach Fall unter- oder überschätzt werden. Es gibt Vergleichsmessungen für die Schweiz zur Komponente der geladenen Teilchen und Photonen im Freien und im Innern von Gebäuden. Anhand dieser Messungen der Gesamtdosisleistung ist es jedoch nicht möglich, die einzelnen Beiträge zur Strahlenexposition im Freien zu bestimmen. Deshalb können damit keine zuverlässigen Angaben zur Reduktion der kosmischen Komponente im Gebäudeinnern und zum Einfluss von Baumaterialien gemacht werden. Zudem liegen keine Messungen zur Neutronenkomponente vor. Gegenwärtig gibt es somit keine eindeutigen Argumente zur Einführung neuer Faktoren.

#### 4.5 Sonderfälle

Personen, die sich während längerer Zeit in höheren Lagen aufhalten, sind einer intensiveren kosmischen Strahlung ausgesetzt.

So liegt die auf kosmische Strahlung zurückzuführende effektive Dosis bei einem ständigen Wohnsitz in Davos (1'537 m) im Bereich von 0.64 mSv/Jahr, in Genf (372 m) hingegen bei 0.36 mSv/Jahr. Ein anderes Beispiel: Eine Person, die sich während 10 Tagen in den Bergen (2'000 m) und während 8 Std. täglich im Freien aufhält, akkumuliert eine effektive Dosis von rund 0.023 mSv, gegenüber lediglich 0.009 mSv im Flachland. Was die Exposition bei Flugreisen betrifft, summiert sich die Belastung bei einer Flugdauer von 20 Std. pro Jahr auf 0.1 mSv/Jahr. Während eines Überseeflugs (retour) beläuft sich die Exposition normalerweise auf rund 0.06 mSv.

Die Strahlenexposition des Flugpersonals [9] lässt sich unter Berücksichtigung der Flugrouten mit Hilfe von Programmen berechnen, für die im Literaturverzeichnis Links angegeben sind [10].

#### 4.6 Schlussfolgerungen

Die kosmische Strahlung umfasst zwei Komponenten: Einerseits erreicht die Erde ständig kosmische Strahlung aus der Galaxis und von ausserhalb unserer Galaxie (hochenergetische Teilchen, die von Sternen und Supernovae stammen). Andererseits trifft in unregelmässigen Abständen auch kosmische Strahlung ein, die auf die Sonnenaktivität zurückzuführen ist (Teilchen, die bei Sonneneruptionen weggeschleudert werden). Die kosmische Strahlung ist auch Ursache dafür, dass in hohen Atmosphäreschichten radioaktive Elemente wie  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$  und  $^{22}\text{Na}$  entstehen.

Die Belastung durch kosmische Strahlung steigt grundsätzlich mit zunehmender Höhe. In unserem Land liegt die Strahlendosis zwischen 0.33 mSv/a für Wohnlagen um 200 m und 0.82 mSv/a auf rund 2'000 m. Die effektive mittlere Dosis von 0.38 mSv/Jahr (0.28 mSv/Jahr für die Komponente der geladenen Teilchen und Photonen und 0.10 mSv/Jahr für die Neutronenkomponente) entspricht der durchschnittlichen Wohnlage der Schweizer Bevölkerung von 500 m. Wenn man das Flugpersonal ausklammert, kann man davon ausgehen, dass die Schweizer Bevölkerung einer kosmischen Strahlung von höchstens 1 mSv/Jahr ausgesetzt ist und die Dosis für die meisten Personen zwischen 0.3 und 0.5 mSv/Jahr liegt.

Bei zahlreichen gegenwärtig evaluierten Ansätzen wird die auf kosmische Strahlung zurückzuführende effektive Dosis anhand von Modellen zur Berechnung der Ortsdosisleistung bestimmt, bei denen die Teilchenfluenz in Abhängigkeit von Höhe, geomagnetischer Länge und Breite oder Cut-off und je nach Sonnenzyklus berücksichtigt wird; zusätzlich werden Flugprofile für das Flugpersonal miteinbezogen. Diese Berechnungsmodelle müssen noch durch Messungen bestätigt werden. Die im vorliegenden Kapitel präsentierten Ergebnisse für in der Schweiz vorherrschende Wohnlagen sollten noch präzisiert und gewisse Unsicherheiten ausgeräumt werden. Dazu ist es wichtig, die Harmonisierungsbemühungen zu den Messdaten durch den Einsatz von hinsichtlich der Ortsdosisleistungen  $H^*(10)$  kalibrierten Geräten fortzuführen, die Gültigkeit der Schwächungsgrade für den Aufenthalt in Gebäuden und den Anteil der im Freien verbrachten Zeit in der Schweiz zu analysieren, den Umrechnungsfaktor für die Umwandlung der Ortsdosis in die effektive Dosis zu bestätigen und die Notwendigkeit von Daten zur genaueren Schätzung der Neutronenkomponente zu prüfen. Diese Überlegungen dürften jedoch die auf der Grundlage der aktuell verfügbaren Daten erworbenen Erkenntnisse in Bezug auf die effektive mittlere Dosis und die Dosisverteilung im Zusammenhang mit der kosmischen Strahlung in der Schweiz nicht wesentlich in Frage stellen.

#### 4.7 Referenzen

- [1] Georg Federmann, *Viktor Hess und die Entdeckung der kosmischen Strahlung*, Wien 2003, <http://www.mpi-hd.mpg.de/hfm/HESS/public/vfHess.pdf>
- [2] W. Heinrich, S. Roesler and H. Schraube, *Physics of cosmic radiation fields*, Radiation Protection Dosimetry, 1999 86(4): 253-258
- [3] Lowder, W.M. and H.L. Beck, *Cosmic Ray Ionization in the Lower Atmosphere*, J. Geophys. Res. 71, 4661-4668; 1971
- [4] C. Murith et al. *Radioactivity Measurements in the vicinity of Swiss Nuclear Power Plants*, NIM A243 (1986) 549-560
- [5] UNSCEAR-2000, *Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly*, Annex A, page 27

- [6] H. Schraube, V. Mares, S. Roesler and W. Heinrich, *Experimental verification and Calculation of Aviation Route Doses*, Radiation Protection Dosimetry, 1999 86(4): 309-315
- [7] Birattari, C., B. Moy, T. Rancati et al., *Neutron measurements at some environmental monitoring stations*. Internal Report, CERN, TIS-RP/IR/96-13 (1996).
- [8] D.T. Bartlett, "Radiation protection aspects of the cosmic radiation exposure of aircraft crew" Radiation Protection Dosimetry, 2004 109(4): 349-355.
- [9] Schraube, H., Heinrich, W., Leuthold, G., Mares, V. and Roesler, S. *Aviation Route Dose Calculation and its Numerical Basis*. Tenth International Congress of the international Radiation Protection Association (IRPA-10), Hiroshima, Japan, T-4-4 2000. <http://www.irpa.net/irpa10/cdrom/01230.pdf>
- [10] Links zu Programmen für die Berechnung der kosmischen Strahlenexposition bei Flügen:

<http://www.sievert-system.org/>;

[http://www.gsf.de/epcard/deu\\_start.php](http://www.gsf.de/epcard/deu_start.php);

<http://www.cami.jccbi.gov/aam-600/Radiation/600radio.html>.

## 5 Beitrag der terrestrischen Komponente

### 5.1 Einführung

In diesem Bericht sind die aktuellen Daten über die terrestrische Strahlendosis in der Schweiz und deren Variationsbereich zusammengestellt. Zuerst wurden die für die Schweiz vorhandenen Datensätze aus den Veröffentlichungen [1], [2], [3] und [4] auf ihre Verwendbarkeit für die hier vorliegende Zusammenstellung überprüft. Die ältesten Dosismessungen mit einer Ionisationskammer in der ganzen Schweiz sind jene von 1962 von Ed. Halm, W. Herbst und A. Mastrocola: "Messung des natürlichen Strahlenpegels in der Schweiz" [1]. Die Ergebnisse des automatischen Dosiswarnnetzes NADAM, bestehend aus Geiger-Müller-Zählrohren, werden seit 1986/87 in den Berichten des BAG veröffentlicht [2]. Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden von H.-U. Johner Dosismessungen im Freien und im Hausinnern mit einer Hochdruck-Ionisationskammer vom Typ Reuter & Stokes durchgeführt [3]. Seit 1986 werden systematisch in-situ-Messungen mit tragbarem Ge-Spektrometer durchgeführt [4]. Diese Daten sind in der Datenbank bei der SUER erfasst. Von diesen erwähnten Datensätzen wurden für die terrestrische Komponente im Freien die in-situ Daten [4] verwendet; der Umrechnungsfaktor der im Freien gemessenen Dosen für das Hausinnere stützt sich auf die Ergebnisse von [3]. Die ersten zwei Datensätze konnten nicht verwendet werden, da sie die natürliche Dosiskomponente offensichtlich überschätzen und nur die gesamte Dosis, d.h. kosmische und den terrestrische Komponente zusammen angeben. Bei den Daten von Halm, Herbst und Mastrocola [1] dürften die Überschätzung sowohl messtechnisch, infolge der verwendeten Messgeräte, sowie auch durch die Auswahl der Messpunkte begründet sein, da die letzteren eher nach geologischen Kriterien ausgewählt wurden. Die NADAM-Sonden [2] wurden für einen sehr grossen Messbereich ausgelegt, der bis 50 mSv/h geht, sodass die natürliche Strahlendosis im untersten Teil des Messbereiches liegt, wo die Messunsicherheit grösser ist und die Eigenaktivität des Gerätes zu einer Überschätzung der Dosis von schätzungsweise bis 20% führt.

### 5.2 Methodik

Für die Bestimmung der terrestrischen Komponente werden die Ergebnisse der etwas über 600 in-situ-Spektrometrie-Messungen mit tragbarem Ge(HP)-Detektor in der ganzen Schweiz aus den Jahren 1986 bis 2000 verwendet. Die Messung liefert den Gehalt des Bodens für die beiden natürlichen Zerfallsreihen Uran ( $^{238}\text{U}$ ) und Thorium ( $^{232}\text{Th}$ ) und für das natürliche Kalium-40 ( $^{40}\text{K}/K_{\text{nat}} = 0.01167\%$ ). Daraus wird die Luft-Kerma in 1 m Höhe über Naturboden berechnet. Hierzu werden die Umrechnungsfaktoren von Aktivität im Erdboden in Luft-Kerma aus [5] verwendet; s. Tabelle 5.1. Dieselben Faktoren sind ebenfalls im UNSCEAR-2000-Bericht [6] veröffentlicht:

Isotop(e)	Umrechnungsfaktor von Aktivität im Boden in Luft-Kerma
$^{238}\text{U}$ + Folgeprodukte	0.46
$^{232}\text{Th}$ + Folgeprodukte	0.60
$^{40}\text{K}$	0.042

Tabelle 5.1: Verwendete Umrechnungsfaktoren in nGy/h pro Bq/kg

Aus diesen Daten wurden kantonale Mittelwerte bestimmt und, durch Gewichtung mit der Bevölkerung der Kantone, ein Schweizer Mittelwert für die terrestrische Komponente der Luft-Kerma von 0.35 mGy pro Jahr berechnet.

Für die Umrechnung von Luft-Kerma, gemessen im Freien auf Naturboden in die effektive Dosis müssen folgende Korrekturen angebracht werden.

- 1) Umrechnung von Luft-Kerma im Freien in Luft-Kerma im Hausinnern. Die Radionuklide in den Baustoffen bewirken eine Erhöhung der Dosis (um den Faktor  $f_{terr}$ ) Dazu wird folgende Formel verwendet (Quelle UNSCEAR 2000 [6]):

$$(K_{indoor})_{terr} = f_{terr} \times K_{terr}$$

UNSCEAR [6] gibt für  $f_{terr} = 1.4$  an (Wertebereich 0.6 bis 2.0). Diese Zahl gilt als Durchschnittswert für die ganze Welt. Vermutlich dürfte der Wert für die Schweiz etwas höher liegen, da die Häuser etwas massiver gebaut sind als im Weltdurchschnitt. Da hierfür jedoch noch keine Daten vorliegen wurde mit dem oben erwähnten UNSCEAR-Wert von 1.4 gerechnet.

- 2) Es muss eine Annahme getroffen werden, wieviel Zeit sich der Durchschnittsschweizer im Freien ( $t_{outdoor}$ ) bzw. im Hausinnern ( $t_{indoor}$ ) aufhält. UNSCEAR-2000 [6] benutzt für die ganze Welt  $t_{outdoor} = 20\%$  resp.  $t_{indoor} = 80\%$ . Dieser Wert wurde für die Schweiz übernommen, da noch keine Daten vorliegen, die eine Verifizierung ermöglichen.
- 3) Die Luft-Kerma muss in effektive Dosis umgerechnet werden. Es wurde für den Energiebereich der Gamma-Linien der natürlichen Radionuklide zwischen 0.1 keV und 2.7 MeV ein Durchschnittswert für den Umrechnungsfaktor von Luft-Kerma in Effektive Dosis von 0.75 mSv pro mGy angenommen [7].

### 5.3 Mittelwerte und Verteilungen

Die Resultate der in-situ-Messungen der letzten Jahre sind in der Tabelle 5.2 zusammengestellt. Bei der effektiven Dosis ist der Aufenthalt von 80 % der Zeit im Hausinnern berücksichtigt. Es ergibt sich für die effektive Dosis so ein mit der Bevölkerungsdichte gewichtetes Mittel von 0.35 mSv pro Jahr. Der Medianwert ist mit 0.32 mSv pro Jahr leicht tiefer, da die Verteilung leicht asymmetrisch ist. Die Zahlenwerte für Luft-Kerma im Freien und effektive Dosis mit Aufenthalt im Hausinnern sind fast gleich, da  $0.75 \cdot (1.4 \cdot 0.8 + 0.2) = 0.99$  ergibt.

Kanton	Einw. x1000	$E_{terr}$ [mSv/a]	Kanton	Einw. x1000	$E_{terr}$ [mSv/a]
AG	508	0.32	NW	33	0.35
AI	14	0.40	OW	29	0.35
AR	52	0.40	SG	428	0.40
BE	958	0.32	SH	72	0.32
BL	233	0.35	SO	232	0.32
BS	199	0.35	SZ	112	0.35
FR	214	0.32	TG	209	0.32
GE	379	0.36	TI	282	0.50
GL	39	0.35	UR	34	0.35
GR	174	0.45	VD	602	0.36
JU	66	0.33	VS	250	0.38
LU	326	0.35	ZG	86	0.32
NE	164	0.30	ZH	1179	0.32
<b>Gewichtetes Mittel für die ganze Schweiz in [mSv/a]:</b>					<b>0.35</b>

Tabelle 5.2: Übersicht der Ergebnisse der in-situ-Messungen

Die Häufigkeitsverteilung der terrestrischen Komponente der effektiven Dosis für die Schweizer Bevölkerung, unter Berücksichtigung des Aufenthaltes im Hausinnern, ist auf der Figur 5.1 dargestellt. Zusammenfassend ergeben sich die folgenden durchschnittlichen Dosiswerte für die Schweiz:

Luft-Kerma in mGy/Jahr			Effektive Dosis in mSv/Jahr	
Im Freien	Im Haus	80% $t_{indoor}$ , 20% $t_{outdoor}$	Mittel	Median
0.35	0.49	0.46	0.35	0.32

Tabelle 5.3: Durchschnittliche Dosiswerte für die Schweiz terrestrische Dosis-Komponente

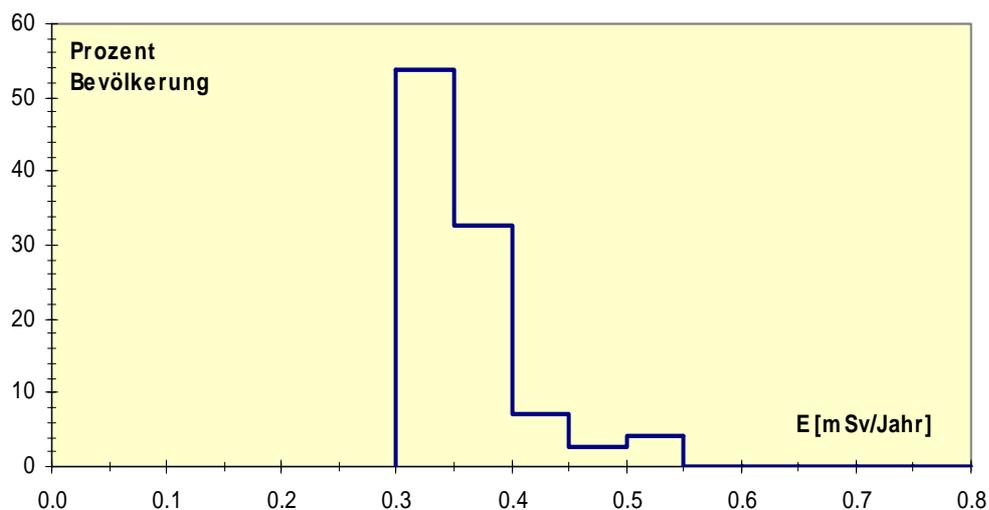


Fig. 5.1: Häufigkeitsverteilung der effektiven Dosis  $E$  in mSv/Jahr durch die terrestrische Komponente, berechnet aus den in-situ-Messungen 1986 - 2000 (Aufenthalt im Hausinnern berücksichtigt); Quelle: [4]

## 5.4 Vergleich der Messungen im Freien mit den Messungen im Hausinnern für die gesamte Luft-Kerma

Für Variationen nach Kantonen bzw. für das Verhältnis der Luft-Kerma im Freien zu derjenigen im Hausinnern wurden die Datensätze von Johner [3] benutzt. Bei diesen Messungen mit einer Hochdruckionisationskammer Reuter & Stokes wurden die beiden Komponenten terrestrische und kosmische Strahlung zusammen erfasst, und dies einerseits im Freien und andererseits im Hausinnern am selben Ort. Für die terrestrische und kosmische Komponente zusammen ergibt sich im Mittel ein Verhältnis Indoor/Outdoor von rund 1.1 - 1.2. Geht man davon aus, dass die terrestrische und die kosmische Komponente annähernd gleich gross sind so erhält man mit  $f_{terr} = 1.4$  und  $f_{cosm} = 0.8$  [6] für das Verhältnis Indoor/Outdoor ( $\frac{1}{2}$ )  $(1.4 + 0.8) = 1.1$ , in Übereinstimmung mit den gemessenen Werten.

Die Ergebnisse nach Kantonen geordnet sind in den Figuren 5.2 und 5.3 aufgetragen. Es ist jeweils Mittelwert, Standardabweichung und Wertebereich für die Summe aus terrestrischer und kosmischer Komponente (ohne Neutronen-Anteil) eingezeichnet. Betrachtet man die Wertebereiche, so zeigen die Alpenkantone Graubünden, Tessin und Wallis die höchsten Werte gefolgt von Uri.

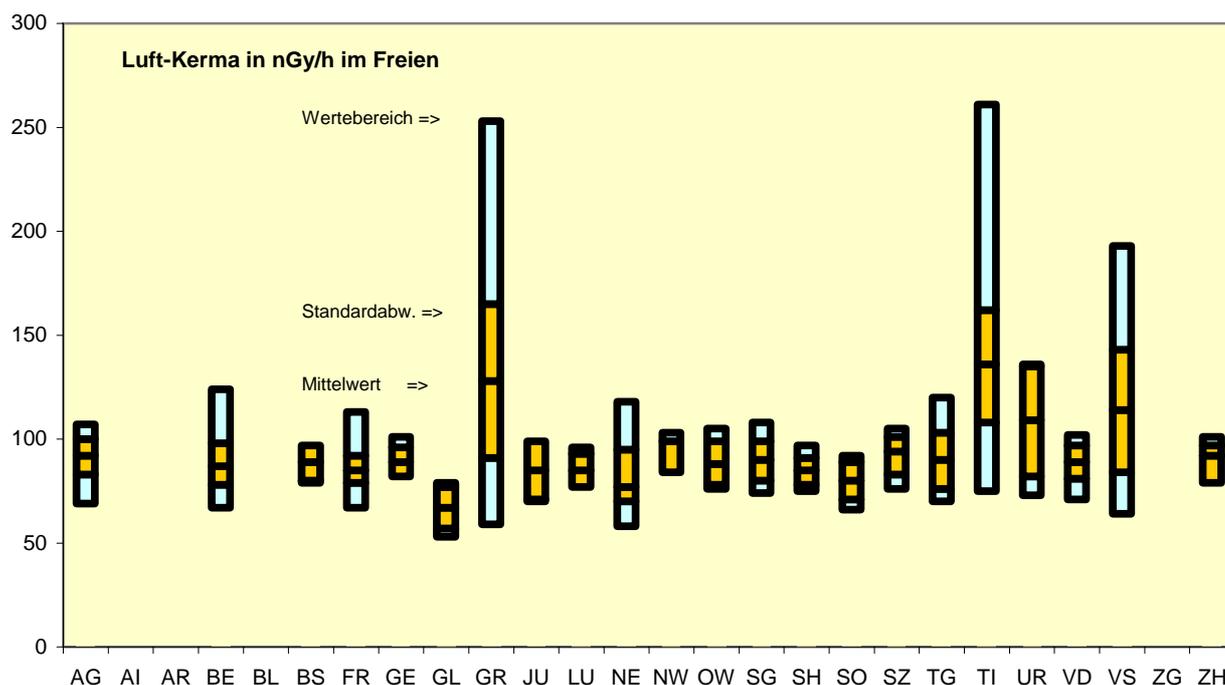


Fig. 5.2: Messungen der Luft-Kerma im Freien mit Ionisationskammer; Quelle [3]  
Terrestrische + kosmische Komponente: Mittelwert, Standardabweichung, Wertebereich

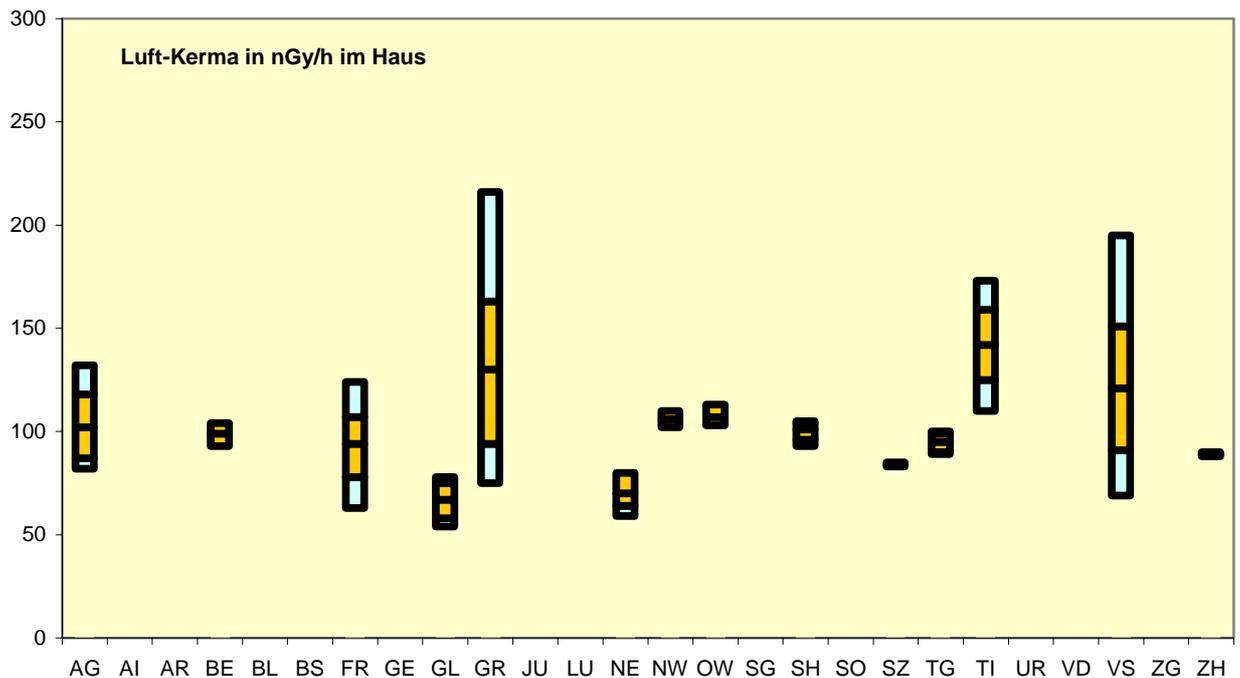


Fig. 5.3: Messungen der Luft-Kerma im Hausinnern mit Ionisationskammer; Terrestrische + kosmische Komponente: Mittelwert, Standardabweichung, Wertebereich; Quelle [3]

## 5.5 Unsicherheiten und Bewertung der Resultate

Für die Messunsicherheit der in-situ-Messungen bzw. der Dosismessungen mit Ionisationskammern kann von einem Wert von  $\pm 25\%$  ausgegangen werden. Dies ist einerseits aus der Kalibrierung der Geräte und aus Vergleichsmessungen abzuleiten.

Aus den Messungen der gesamten Luft-Kerma (terrestrisch und kosmisch zusammen) von [3] in den einzelnen Kantonen lassen sich folgende Schlüsse im Bezug auf die geographischen Variationen ziehen:

- 1) In den Alpenkantonen Graubünden, Tessin, Wallis und Uri gehen die höchsten Einzelwerte bis zum Doppelten des kantonalen Mittelwertes, gefolgt von den Kantonen Bern und Neuenburg mit knapp über 40 %. Das Mittel für die Luft-Kerma für diese Kantone liegt über 100 nGy/h;
- 2) In den Kantonen Graubünden, Tessin und Wallis beträgt die Standardabweichung der gemessenen Dosen 20 bis 30 %, bei den übrigen 8 bis 16 Prozent, im Mittel 11 %;
- 3) Bei den Messwerten im Hausinnern sind diejenigen von Graubünden, Tessin und Wallis die höchsten; sie liegen rund 50 % über denjenigen der übrigen Kantone;
- 4) Die Dosiswerte im Hausinnern sind im Durchschnitt etwa 10 bis 20 % höher als im Freien;
- 5) Es besteht eine einigermaßen gute Korrelation (Korrelationskoeffizient von 0.82) zwischen den Messwerten im Freien vor dem Haus bzw. denjenigen im Hausinnern.

## 5.6 Schlussfolgerungen und weiteres Vorgehen

In-situ-Messungen werden in der Regel auf Naturboden durchgeführt, da damit einerseits der Radionuklidgehalt im Boden bzw. nach einem Unfall die Aktivitätsflächenbelegung auf der Bodenoberfläche ermittelt werden soll. Für die Strahlenexposition der Bevölkerung sind jedoch solche Messungen auch auf geteerten bzw. gepflasterten Strassen und Plätzen, bzw. im Hausinnern nötig. Es sind deshalb auch In-situ-Messungen an solchen Orten und in Häusern geplant. Diese würden auch die Bestimmung der  $f_{terr}$  und  $f_{cosm}$  - Faktoren ermöglichen und weiter auch mehr Informationen über die Verteilung sowie den Einfluss von Haustyp und Baumaterialien liefern. Ein solches Messprogramm, als Pilotprojekt für die Agglomeration von Freiburg, ist im Rahmen einer Dissertation an der Universität Freiburg im Gang.

## 5.7 Referenzen

- [1] Ed. Halm, W. Herbst und A. Mastrocola: "Messung des natürlichen Strahlenpegels in der Schweiz", Sonderdruck aus Beilage B, Nr. 6/1962 zum Bulletin des Eidg. Gesundheitsamtes vom 22. Dezember 1962.
- [2] Die Daten der NADAM-Sonden, bei denen an 58 Stationen die ODL mit GM-Zählrohr alle 10 Minuten erfasst werden. Diese Daten werden regelmässig veröffentlicht in den BAG-Jahresberichten zur Umweltradioaktivität.
- [3] H.-U. Johner: "Die natürliche Strahlung in der Schweiz" in: Jahresbericht Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz"; [BAG 1996, pp. B.3.3.1 - B.3.3.6.] und "Natürliche Strahlung in der Schweiz" in: Jahresbericht Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz"; [BAG 1998, pp. B.3.4.1 - B.3.4.4].
- [4] In-situ-Datenbank, 1986 - 2002 (Ch. Murith et al.; unveröffentlicht)
- [5] K. Saito and P. Jacob: "Gamma Ray Fields in the Air due to Sources in the Ground". Rad. Prot. Dos. 58 (1), 1995, pp. 29 – 45
- [6] UNSCEAR-2000-Bericht: Sources and Effects of Ionizing Radiation; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, United Nations, New York, 2000: Volume I, Annex A: Dose assessment methodologies.
- [7] K. Saito, N. Petoussi-Henss and M. Zankl: "Calculation of the Effective Dose and its Variation from Environmental Gamma Ray Sources", in Health Physics 74/6, (1998), pp. 689 - 706.

## 6 Beitrag der Medizin

### 6.1 Einleitung

Die Strahlenexposition der Bevölkerung im Zusammenhang mit diagnostischen und therapeutischen Massnahmen im medizinischen Bereich ist für den grössten Anteil der künstlichen Strahlungsexposition verantwortlich. Sie spielt jedoch eine sehr spezifische Rolle: einerseits ist die medizinische Strahlenexposition in gewissen Fällen beabsichtigt, und andererseits trägt sie wesentlich zur Betreuung von kranken oder verunfallten Personen bei. Aus diesem Grund gilt es bei der Betrachtung dieser Art von Strahlenexposition im Auge zu behalten, dass gleichzeitig ein substantieller Nutzen für den Patienten besteht. Dieser Tatsache wird auch in der Gesetzgebung Rechnung getragen: Für medizinische Strahlenanwendungen werden keine Dosisgrenzwerte festgelegt (Art. 15 StSG). Den Schutz der Patienten gewährleisten Faktoren wie eine begründete, klar definierte Indikation für Untersuchungen sowie eine optimierte Durchführung und eine möglichst niedrige Dosis. Gegenwärtig laufen Bemühungen, die darauf abzielen, der Ärzteschaft Referenzpunkte für die bei Untersuchungen abgegebenen Strahlendosen zu geben. Dazu wird für jeden Untersuchungstyp ein diagnostisches Referenzniveau festgelegt. Falls dieses Niveau für einen durchschnittlichen Patienten systematisch überschritten wird, muss der Arzt seine Praxis überprüfen und die Dosis reduzieren.

Beim Einsatz medizinischer Strahlung werden drei Bereiche unterschieden:

- Röntgendiagnostik: Diese Methode kommt häufig zum Einsatz und ist für den grössten Teil der medizinischen Strahlenexposition verantwortlich. Im Laufe der vergangenen Jahre sind invasivere Röntgenverfahren entwickelt worden, bei denen diagnostische Angiographie-Verfahren gleichzeitig genutzt werden, um lokale Eingriffe vorzunehmen (Freilegen von Gefässen, Einlegen von Stents usw.). Diese neue Disziplin, die interventionelle Radiologie, entwickelt sich rasch. Sie bietet zwar aus Patientensicht beträchtliche Vorteile (anstelle einer Operation ist ein wenig invasiver, häufig ambulant durchgeführter Eingriff möglich), führt beim Patienten jedoch zu einer relativ hohen Strahlenexposition und damit zu signifikanten stochastischen Risiken. Es wurden sogar Fälle dokumentiert, in denen die Grenzwerte für deterministische Wirkungen in Bezug auf die Haut überschritten wurden und es zu Verbrennungen oder sogar Nekrosen kam.
- Nuklearmedizin: Dabei handelt es sich um die (häufig intravenöse) Verabreichung von Radiopharmazeutika. Die Diagnose erfolgt, indem mit einer Kamera die Verteilung der Aktivität im Körper gemessen wird. Die Methode wird in Spitälern und Röntgeninstituten eingesetzt. Die effektiven Dosen pro Untersuchung liegen im Bereich der Röntgendiagnostik, die Zahl der Untersuchungen ist jedoch weniger gross. Die Nuklearmedizin wird auch als Behandlung eingesetzt, insbesondere in der Onkologie. Hier sind die Aktivitäten und die damit zusammenhängenden Dosen relativ hoch; die Häufigkeit dieser Behandlungsart ist jedoch relativ gering.
- Strahlentherapie: Diese Methode wird im Bereich der Onkologie eingesetzt. Das Ziel besteht in der Zerstörung von Tumorzellen. Hier ist die Bestrahlung das Hauptziel, und die abgegebenen Dosen sind hoch. Das Risikopotenzial ist relativ hoch, insbesondere in Bezug auf die Verursachung eines neuen Tumors. Dem

steht jedoch ein hoher Nutzen der Behandlung – gemessen an der Heilungsquote nach 5 Jahren – gegenüber.

## 6.2 Methode zur Dosisbestimmung

Zur Bestimmung der Strahlenexposition der Bevölkerung im Rahmen von medizinischen Anwendungen kann man sich entweder auf Angaben der Leistungserbringer oder der Leistungsempfänger stützen. Meistens wird auf die Angaben der Leistungserbringer abgestellt. Dabei wird auf der Grundlage von Erhebungen für die einzelnen Untersuchungstypen die Häufigkeit und die damit verbundene Strahlenexposition bestimmt. Die Aufrechnung der Dosen ergibt die Kollektivdosis, und mittels Division durch die Bevölkerungszahl wird die mittlere Dosis pro Person errechnet. Diese Grösse wurde häufig mit dem Argument als nicht aussagekräftig kritisiert, dass die Dosismengen der einzelnen Personen weit von diesem Mittelwert entfernt liegen.

Betrachtet man ein einzelnes Jahr, dann muss sich der Grossteil der Bevölkerung keiner solchen Untersuchung unterziehen, während einige wenige weit überdurchschnittlichen Dosen ausgesetzt sind. Trotzdem sind die Durchschnittswerte, unabhängig von der Verteilung, interessant. Geht man zudem davon aus, dass das Verhältnis zwischen Risiko und Dosis linear ohne Grenzwert ist, dann ist die Kollektivdosis und folglich auch die mittlere Dosis ein guter Indikator für das Gesamtrisiko der Bevölkerung. Der andere Ansatz zur Schätzung der im Rahmen medizinischer Anwendungen applizierten Dosen besteht darin, bei der Bevölkerung eine Umfrage durchzuführen. Mit dieser Methode erhält man nicht nur Zugang zur mittleren Dosis, sondern auch zur Verteilung in der Bevölkerung. Diese Methode wurde jedoch bisher selten gewählt [1,2]. Sie ist nicht nur aufwändig, da eine repräsentative und umfangreiche Stichprobe erhoben werden muss, sondern auch nicht sehr zuverlässig, da die von den Einzelpersonen über die erhaltenen Behandlungen erteilten Auskünfte ungenau sind.

## 6.3 Situation betreffend in der Schweiz durchgeführter Erhebungen

### ***Röntgendiagnostik***

Im Bereich der Arbeiten zur Röntgendiagnostik, welche den grössten Anteil der Strahlenexposition der Bevölkerung ausmacht, hat die Schweiz eine lange Tradition. Zwischen 1957 und 1977 wurden Umfragen von der Abteilungen Radiologie und Radiophysik des Inselspitals Bern durchgeführt.

Die letzte Umfrage auf nationaler Ebene wurde 1998 unter der Federführung des Bundesamtes für Gesundheit vom Institut für angewandte Radiophysik und vom Institut für Sozial- und Präventivmedizin der Universität Lausanne [6] durchgeführt. Diese Erhebung, in die alle Leistungserbringer – Spitäler, Röntgeninstitute, private Arzt- und Zahnarztpraxen – einbezogen wurden, erfasste zwei Millionen

Untersuchungen, die in 250 Untersuchungstypen und 6 Hauptkategorien eingeteilt wurden. Für jeden Untersuchungstyp wurde ein dosimetrisches Modell erstellt, mit dem sich anhand der Untersuchungsparameter die Organdosen und somit die effektiven Dosen bestimmen liessen. Diese Erhebung ermöglichte die Bestimmung der mittleren Strahlendosis der Bevölkerung sowie eine Aufschlüsselung nach Alter, Geschlecht und Art der Untersuchung. Keine Rückschlüsse waren damit auf die Verteilung der Dosis in der Bevölkerung möglich.

Zur Erhebung entsprechender Daten wurde 2003 eine patientenorientierte Umfrage organisiert. Finanziert wurden diese vom Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (SNF) und vom Bundesamt für Gesundheit (BAG). Es wurden 4'000 Haushalte telefonisch kontaktiert und über die Zahl und Art der im Vorjahr erhaltenen Untersuchungen befragt, mit Ausnahme der zahnärztlichen Röntgenuntersuchungen. Obwohl mit dieser Methode nicht die gewünschte wissenschaftliche Genauigkeit erreicht wird und auf Grund falscher Erinnerungen beträchtliche Verzerrungen möglich sind, konnte so die Dosisverteilung innerhalb der Bevölkerung durch eine Abstimmung der ermittelten Daten auf die bekannte Gesamtzahl der Untersuchungen rekonstruiert werden.

### ***Nuklearmedizin***

Eine erste Umfrage zur Strahlenexposition durch nuklearmedizinische Anwendungen in der Schweiz wurde 1989/1990 von der Abteilung Radiologische Physik des Universitätsspitals Basel [7] durchgeführt. Während eines Monats wurden alle in der Schweiz durchgeführten Untersuchungen erfasst und die Kollektivdosen sowie die mittleren Dosen der Bevölkerung bestimmt, wie auch die Aufschlüsselung nach Alter und Geschlecht sowie nach Art der eingesetzten Radioelemente. Eine Erhebung wurde von derselben Gruppe 2004 durchgeführt. Die Evaluation liegt noch nicht vor, bestimmte Informationen werden jedoch im vorliegenden Bericht dargestellt [8].

### ***Strahlentherapie***

Zu diesem Behandlungsbereich wurden in der Schweiz bisher keine Erhebungen durchgeführt. Auf der Grundlage des aktuellsten Berichts der UNSCEAR [9] wird die Häufigkeit auf 2 Behandlungen pro Jahr pro 1'000 Personen geschätzt. Die UNSCEAR verzichtet gegenwärtig auf eine Schätzung der effektiven Dosis pro Untersuchung. Aufgrund des aktuellen Wissensstands scheint daher eine Evaluation der effektiven Dosis im Zusammenhang mit einer Strahlentherapie nicht sinnvoll.

## **6.4. Ergebnisse**

### ***Röntgendiagnostik***

Die Häufigkeit von diagnostischen Röntgenuntersuchungen liegt gemäss der Befragung von 1998 bei 1.34 Untersuchungen pro Person. Die mittlere Dosis beträgt 1.0 mSv ( $\pm 20\%$ ). Die Verteilung der Häufigkeit dieser Untersuchungen und der Dosis je nach Untersuchungskategorie ist in Abb. 6.1 dargestellt.

Bei den zahnärztlichen Untersuchungen fällt auf, dass diese zwar sehr häufig (43.3%), aber nur für einen geringen Teil der Dosis verantwortlich sind (1%). Bei den Computertomographien verhält es sich gerade umgekehrt: nur gerade 3.4% aller Untersuchungen entfallen auf diese Behandlungsart, sie ist aber für 27.8% der Kollektivdosis verantwortlich.

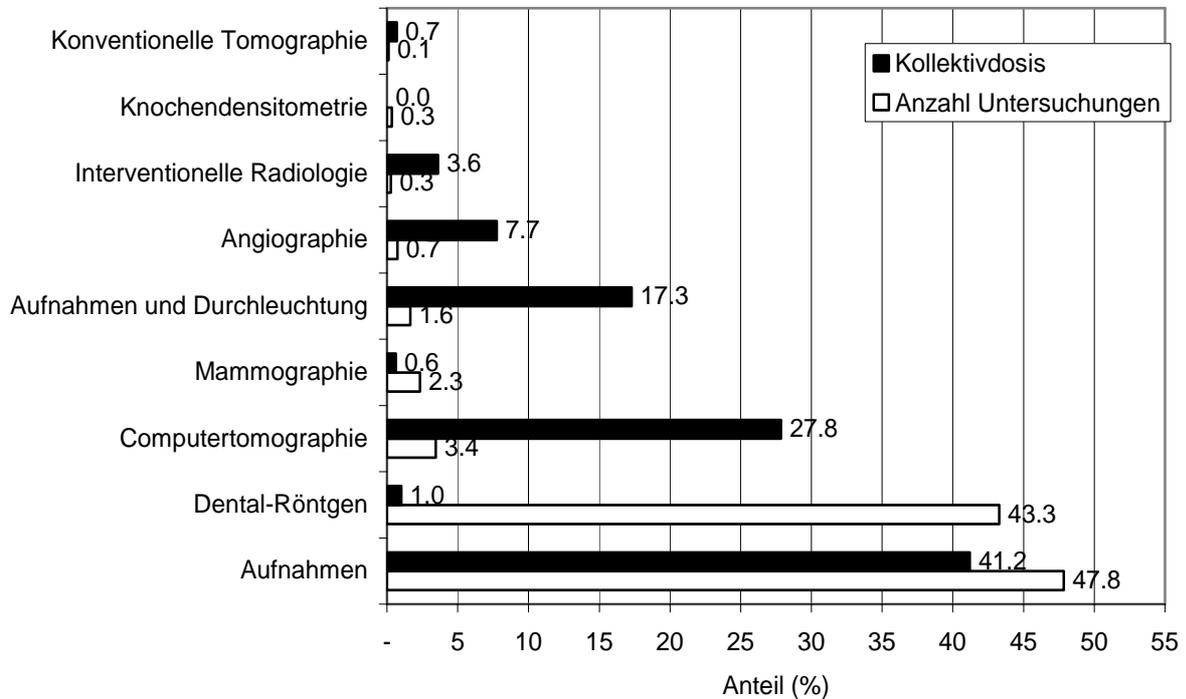


Abb. 6.1: Verteilung der Anzahl Untersuchungen und der Kollektivdosis nach Kategorie der diagnostischen Röntgenuntersuchungen (in %)

Die altersspezifische Verteilung der Untersuchungen geht aus Abb. 6.2 hervor.

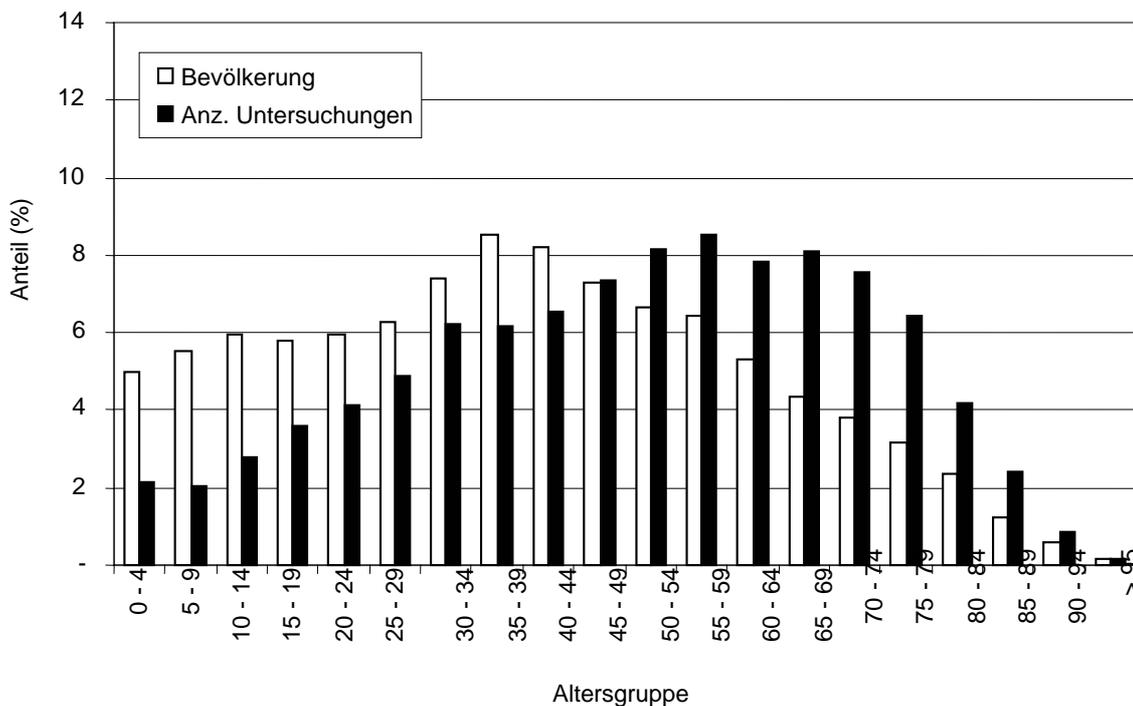


Abb. 6.2: Altersspezifische Verteilung der diagnostischen Röntgenuntersuchungen

In dieser Grafik, in der auch der Anteil der verschiedenen Alterskategorien an der Gesamtbevölkerung dargestellt ist, kommt zum Ausdruck, dass sich ältere Personen häufiger solchen Untersuchungen unterziehen. Die Verschiebung gegenüber dem Altersdurchschnitt der Gesamtbevölkerung beträgt dabei 11 Jahre. Auf der Grundlage der Modelle verschiedener Strahlenschutzinstanzen [10, 11, 12] wurde eine altersbereinigte effektive Dosis berechnet, obwohl eine solche Korrektur umstritten ist. Die resultierende Dosis beläuft sich auf rund 0.65 mSv. Die Dosisverteilung in der Bevölkerung auf der Grundlage der Befragung von 2003 ist in Abbildung 6.3 dargestellt. Dabei sind die zahnärztlichen Untersuchungen wie erwähnt nicht berücksichtigt. Die Analyse zeigt, dass 2 von 3 Personen in einem bestimmten Jahr keine Untersuchung durchführen lassen, und dass der Anteil der Personen, welche eine Dosis von über 10 mSv erhalten, 1.3% beträgt.

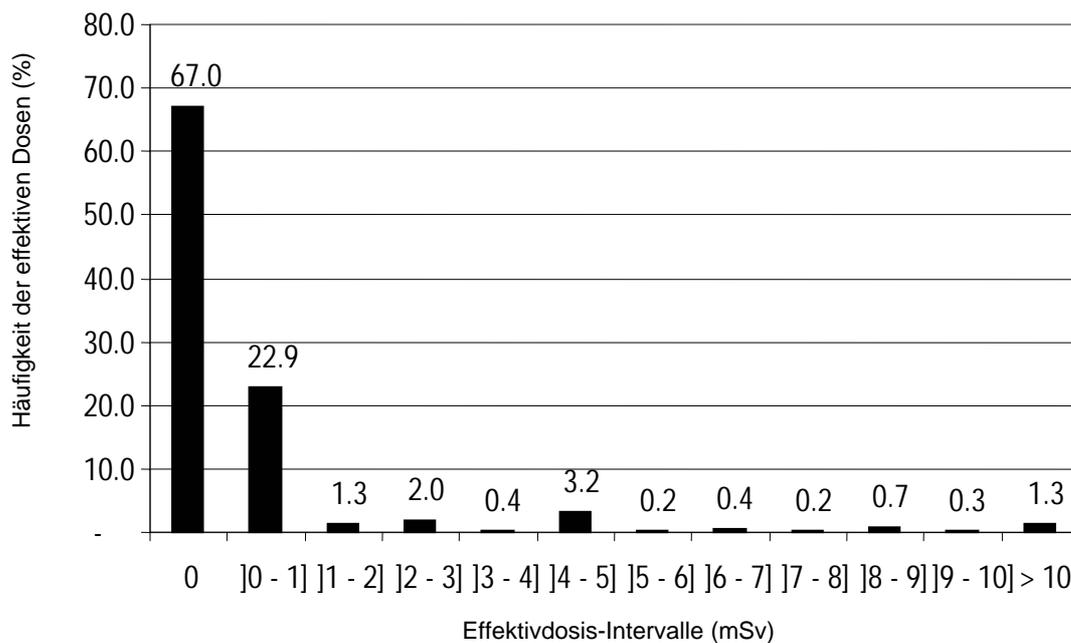
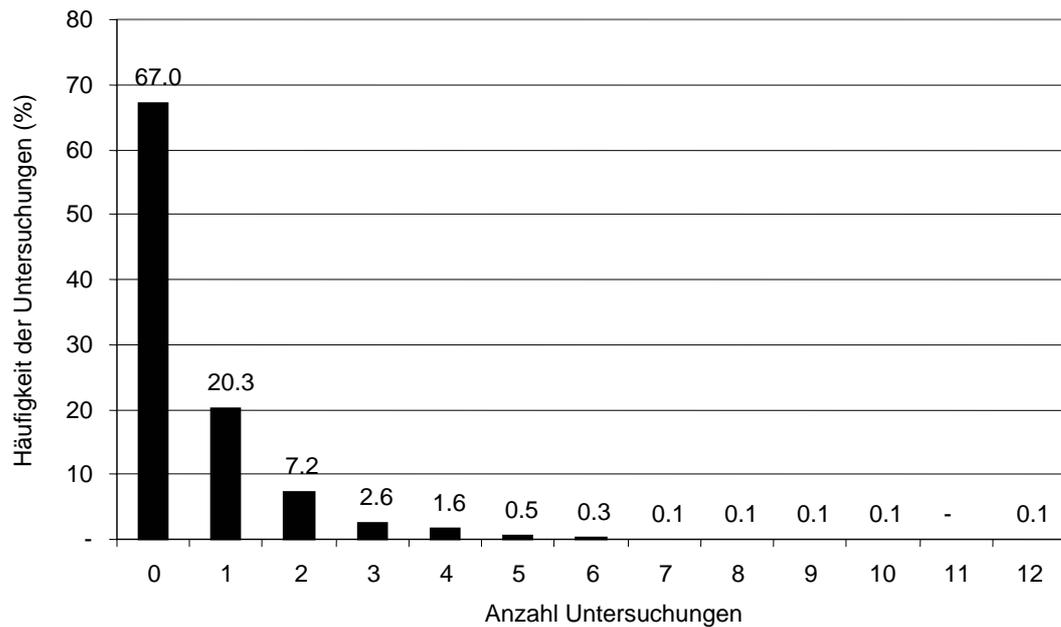


Abb. 6.3: Verteilung der medizinischen Strahlenexposition in der Bevölkerung

## Nuklearmedizin

Die Häufigkeit nuklearmedizinischer Untersuchungen liegt gemäss der Erhebung von 1989/1990 bei 0.01 Untersuchungen pro Person und Jahr. Die mittlere Dosis beträgt 0.04 mSv.

Bei der Umfrage 2004 resultierte eine etwas höhere Untersuchungshäufigkeit (0.013 Untersuchungen/Person/Jahr). Es ist somit kein wesentlicher Anstieg der damit verbundenen mittleren Dosis zu erwarten.

Die Verteilung der Untersuchungshäufigkeit und der damit verbundenen Dosis auf die einzelnen Untersuchungstypen ist für die beiden Befragungen 1989/1990 und 2004 in Abbildung 6.4 dargestellt.

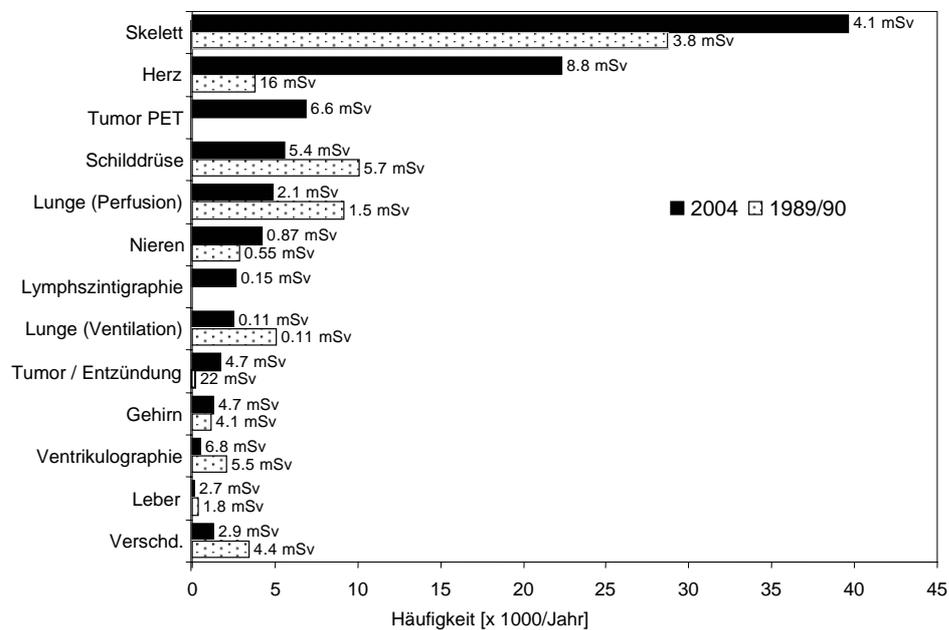


Abb. 6.4: Verteilung der Anzahl Untersuchungen pro Person nach Untersuchungstyp in der Nuklearmedizin mit Angabe der effektiven Dosis pro Untersuchung

Demnach handelt es sich bei einem grossen Teil der Untersuchungen um Szintigraphien des Skeletts mit einer mittleren Dosis von 3.8 mSv (Erhebung 1989/1990) bzw. 4.1 mSv (Erhebung 2004) [8].

Die altersspezifische Verteilung der Untersuchungen geht aus Abb. 6.5 hervor.

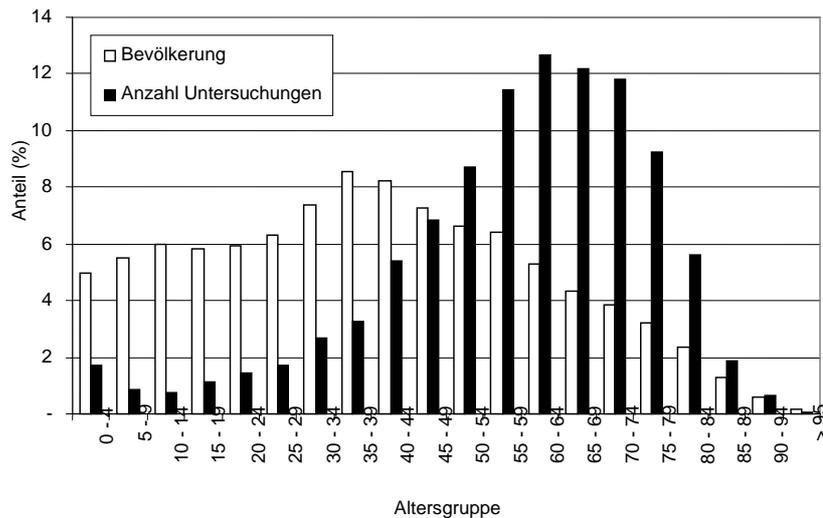


Abb. 6.5: Altersspezifische Verteilung der nuklearmedizinischen Untersuchungen

### Gesamtergebnis

Die mittlere Gesamtdosis im Zusammenhang mit medizinischen Anwendungen ohne Berücksichtigung der Radioonkologie beträgt 1.04 mSv/Jahr. Der Unsicherheitsfaktor bei diesem Durchschnittswert wird auf  $\pm 20\%$  geschätzt. Die Verteilung dieser mittleren Dosis auf die verschiedenen Untersuchungskategorien ist in Tabelle 6.1 ersichtlich.

Untersuchungskategorie	Mittlere Dosis nach Untersuchungskategorie (mSv/a)	Mittlere Dosis nach Untersuchungsbereich (mSv/a)
Röntgendiagnostik		1.0
Aufnahmen	0.41	
Fluoroskopie	0.17	
Angiographie	0.08	
Interventionelle Radiologie	0.04	
Computertomographie	0.28	
Mammographie	0.006	
zahnärztliche Röntgenologie	0.01	
konventionelle Tomographie	0.007	
Knochendensitometrie	$6 \cdot 10^{-6}$	
Nuklearmedizin (Wert von 1989/1990)	-	0.04
Total	-	1.04

Tab. 6.1: Verteilung der mittleren Dosis auf die verschiedenen Untersuchungskategorien

Für die diagnostischen Röntgenuntersuchungen wurde die Verteilung dieser Dosis auf die einzelnen Personen bestimmt.

Bei den zahnärztlichen Untersuchungen ist die Häufigkeit hoch (rund jede zweite Person pro Jahr). Die Dosen bei den einzelnen Untersuchungen sind jedoch niedrig, und selbst wenn die Wahrscheinlichkeit hoch ist, dass dieselbe Person von mehreren Untersuchungen betroffen ist, wird der niedrigste Dosisbereich (0 bis 1'000  $\mu\text{Sv}$ ) nicht überschritten. Aus diesem Grund wurde die Zahnmedizin bei der Tabelle nicht berücksichtigt.

Bei den nuklearmedizinischen Untersuchungen ist die Häufigkeit gering und die Wahrscheinlichkeit vernachlässigbar, dass an einer Person mehrere Untersuchungen durchgeführt werden. Deshalb entspricht die Verteilung der resultierenden Dosen der Verteilung der Dosen der verschiedenen Untersuchungen. Die Verteilung der Dosen im Zusammenhang mit medizinischen Strahlenanwendungen ist in Abbildung 6.6 wiedergegeben.

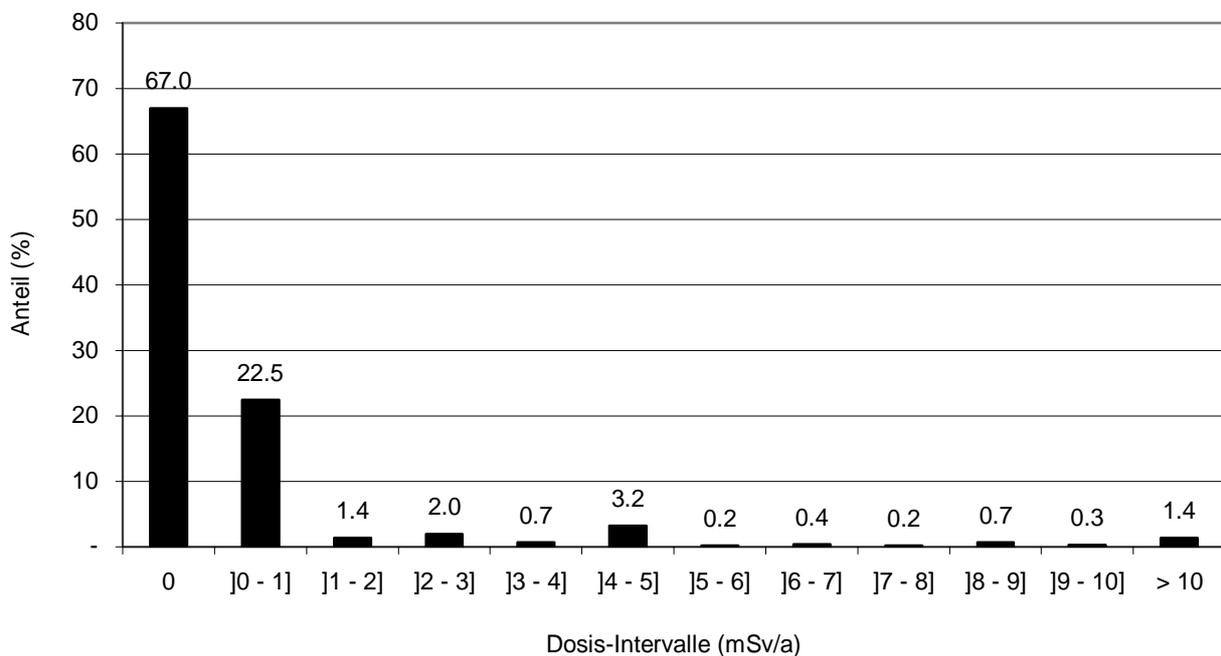


Abb. 6.6: Verteilung der Strahlendosis im Zusammenhang mit medizinischen Untersuchungen

## 6.5 Schlussfolgerungen

Der Beitrag der medizinischen Anwendungen zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung ist beträchtlich. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, diese Komponente genauer zu bestimmen und die weitere Entwicklung zu beobachten. In den vergangenen Jahren wurden substantielle Anstrengungen zur Evaluation dieser Dosis unternommen. Auf der Grundlage der Erhebung von 1998 liegen nun repräsentative Daten zu den Durchschnittswerten und zur Verteilung vor. Die für das Jahr 2003 durchgeführte, leicht überarbeitete Erhebung weist auf einen Anstieg der mittleren Dosis um 20% hin (von 1.0 mSv auf 1.2 mSv). Diese Entwicklung steht in Zusammenhang mit dem häufigeren Einsatz von Computertomographien (+70%) und der dabei pro Untersuchung abgegebenen Dosis (+20%).

Folgende Bemühungen laufen gegenwärtig:

Fertigstellung der Umfrage zur Nuklearmedizin, was eine Aktualisierung der oben erwähnten Werte ermöglichen wird.

Beobachten der Trends in der Röntgendiagnostik. Dies drängt sich im Hinblick auf die rasche Entwicklung im Bereich der Röntgenverfahren auf (Übergang zu digitalen Methoden, steigende Bedeutung der Computertomographie und der interventionellen Radiologie).

Die Methodologie zur Abschätzung des Risikos aufgrund der Strahlenbelastung im Rahmen von Strahlentherapien ist Gegenstand zahlreicher laufender Studien und eine Übertragung auf die Situation in der Schweiz von Interesse.

Schliesslich wäre es sinnvoll, ein Modell zu entwickeln, das gleichzeitig eine Aufschlüsselung der mittleren Dosis sowohl nach Untersuchungstyp als auch nach Einzelperson (Alter und Geschlecht) ermöglichen würde.

## 6.6 Referenzen

- [1] Maccia, C., Rommens, C., Pagès, P. and Brenot, J. How can a phone survey help in a retrospective assessment of the medical exposure of the population? In: Proc. Xth Congress of the International Radiation Protection Association, IRPA-10, Hiroshima 2000.
- [2] Aroua, A., Valley, J.-F., Vader, J.-P. Radiation Exposure by Radio-Diagnostics in Switzerland: A Pilot Patient-Oriented Survey. Radiat. Prot. Dosim. 109(3):211-215 (2004).
- [3] Zuppinger, A., Minder, W., Sarasin, R. and Schär, M. Die Strahlenbelastung der schweizerischen Bevölkerung durch röntgendiagnostische Massnahmen, Radiol. clin. 30 (1961).
- [4] Poretti, G., Ionesco, R. and Lanz, W. Erhebung über die Strahlenbelastung der Schweizer Bevölkerung infolge röntgendiagnostischer Untersuchungen, Hrsg., Schweiz. Vereinigung für Atomenergie (1971).
- [5] Mini, R. and Poretti, G. Die Bestimmung der Strahlenbelastung einer Bevölkerungsgruppe gemäss ICRP26, Tagungsbericht der Schweizerischen Gesellschaft für Strahlenbiologie und Strahlenphysik SGSP (1984).
- [6] Aroua, A., Buchillier-Decka, I., Vader, J.P. and Valley, J.F. Nation-wide survey on radiation doses in diagnostic and interventional radiology in Switzerland in 1998. Health Phys., 83(1), 46-55 (2002).
- [7] Roser, H.W. und Roth, J. Die Strahlenexposition infolge nuclearmedizinischer Untersuchungen in der Schweiz. Z. Med. Phys. 8:41-48 (1998).
- [8] Persönliche Mitteilung. Roser, HW. und Roth, J.

- [9] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, New York (2000).
  
- [10] International Commission on Radiological Protection, ICRP Committee 3, Minutes of the Würzburg Meeting (1995).
  
- [11] Stather, J. W. and Wall, B.F., Risks Associated with the Medical Use of Ionising Radiation at Various Ages, Proceedings of the ICRP Würzburg Meeting (1995).
  
- [12] Kaul, A., Bauer, B., Bernhardt, J.H., Nosske, D. and Veit, R., Effective Doses to Members of the Public from the Diagnostic Application of Ionising Radiation in Germany, Eur. Radiol. 7: 1127-1132 (1997).

## 7 Schlussfolgerungen

Mit der vorliegenden Studie wurden insgesamt die gesteckten Ziele erreicht, d.h. für den Grossteil der Fälle die Verteilung der Dosis der einzelnen Strahlungsbeiträge in der Bevölkerung beschrieben. Zusätzlich wurden die verwendeten Basisdaten, Modelle und Umrechnungsfaktoren explizit festgelegt.

Nicht realisiert werden konnte hingegen das Ziel, die Dosisverteilung in der Bevölkerung unter Berücksichtigung sämtlicher Strahlenkomponenten zu bestimmen. Der Grund dafür liegt darin, dass die relativen Beiträge sehr unterschiedlich sind: Während die Beiträge aus natürlicher Strahlung zwischen 0 und 1 mSv liegen, erreichen sie beim Radon und den medizinischen Anwendungen teilweise wesentlich höhere Werte von bis zu 10 mSv. Da die Auflösung zwischen 0 und 1 mSv nicht sehr fein ist und ausserdem für die einzelnen Komponenten sehr unterschiedliche Verteilungen resultierten, ist es nicht sinnvoll, eine einzige Verteilung anzugeben. Mit der Ausnahme des Beitrags von  $^{40}\text{K}$  im Körper sind die Verteilungen sehr ungleichmässig. Aus diesem Grund sollte nach Ansicht vieler Fachpersonen zur Beschreibung der Verteilung nicht in erster Linie der Durchschnittswert herangezogen werden, sondern der Medianwert. Geht man allerdings für das Verhältnis zwischen Risiko und Dosis von einem linearen Verlauf ohne Grenzwert aus, ist die Durchschnittsdosis der Gesamtbevölkerung der Indikator für das Gesamtrisiko.

Tabelle 7.1 fasst die Beiträge der verschiedenen Strahlungsquellen zusammen, denen die Bevölkerung ausgesetzt ist. Der jeweilige Beitrag lässt sich in Form des Mittelwertes, des Medianwerts und der Variationsbreite ausdrücken. Ausserdem möchten wir darauf hinweisen, dass sich die Werte weitgehend bestätigten, die in den jährlich vom BAG erstellten Berichten zur Umweltradioaktivität und zu den Strahlendosen in der Schweiz präsentiert wurden.

Beitrag	Mittelwert (mSv/a)	Medianwert (mSv/a)	Wertebereich (mSv/a)
Radon	1.6	1.2	0.1 – 100
Inkorporation	0.34		0.1 – 0.5
Kosmische Strahlung	0.38	0.36	0.3 – 0.5
Terrestrische Strahlung	0.35	0.32	0.3 – 0.6
Medizinische Strahlung	1.0	< 0.01	0 - 10

Tab. 7.1: Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung

Dass der grösste Teil der Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung auf Radon zurückgeht, ist seit Jahren bekannt. Das BAG wendet einen substanziellen Teil seiner Mittel zur Erfassung und Sanierung von Wohngebäuden auf, in denen die radioaktive Konzentration von Radon bei über  $1'000 \text{ Bq/m}^3$  liegt. Die erste Phase des Radon-Programms mit dem Hauptziel einer Bestandesaufnahme zu den Radonkonzentrationen in den Wohngebäuden der Schweiz wurde Ende 2004 abgeschlossen. Die KSR hat für 2005 die Analyse dieser Ergebnisse und die Ausarbeitung einer Stellungnahme geplant.

Der Beitrag der Inkorporation natürlicher oder anthropogener Radionuklide ist gering. Es ist jedoch bedauerlich, dass zu diesem Bereich kaum Daten verfügbar sind und deshalb die Dosisverteilung in der Bevölkerung nicht bestimmt werden konnte. Es ist nicht nur wenig über den Gehalt an Radionukliden in den verschiedenen Lebensmitteln bekannt, sondern auch über die Ernährungsweise und deren Variationsbreite. Solche Daten wären im Übrigen auch von grossem Interesse für Prognosen zur Strahlenexposition der Bevölkerung im Falle eines schweren Strahlenunfalls.

Die Beiträge der kosmischen und der terrestrischen Strahlung im Freien sind genügend genau bekannt. Die entsprechenden Werte im Innern von Gebäuden sind weniger zuverlässig, und aufgrund der aktuell verfügbaren Daten lässt sich der relative Anteil dieser beiden Strahlungsquellen im Innern von Wohngebäuden nicht zuverlässig bestimmen. Gegenwärtig beschäftigt sich eine aktuelle Doktorarbeit in der Sektion Überwachung der Radioaktivität mit diesem Thema. Die resultierenden Daten sollten die vorhandenen Lücken in diesem Bereich schliessen.

Ein Anliegen bleibt die Strahlenexposition des Flugpersonals bei Langstreckenflügen. Die KSR prüft gegenwärtig, ob eine Anpassung der schweizerischen Gesetzgebung an die europäischen Bestimmungen in Betracht zu ziehen ist.

Was die Strahlungsexposition im Zusammenhang mit medizinischen Anwendungen betrifft, konnte anhand aktueller Erhebungen der Stand in den Bereichen Röntgendiagnostik und Nuklearmedizin bestimmt werden. Im Bereich der Röntgendiagnostik, die den zweitgrössten Beitrag zur Strahlenexposition der Bevölkerung leistet, entwickelt das BAG gegenwärtig ein umfassendes Programm, mit dem die Untersuchungen mit den höchsten Strahlenbelastungen – Fluoroskopie und Computertomographie – optimiert werden sollen. Die KSR beobachtet und unterstützt diesen Ansatz.

Was die Strahlentherapie betrifft, verfolgt die KSR mit Interesse die Entwicklung von Methoden, mit denen sich der Beitrag dieser Behandlungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung messen lässt. Sie empfiehlt den Einsatz solcher Methoden in der Schweiz, sobald entsprechende Ansätze zur Verfügung stehen.

Das vorliegende Dokument wurde von der KSR am 8. September 2005 im Plenum genehmigt.

Die Subkommission für Umweltüberwachung dankt allen an dieser Analyse Beteiligten ganz herzlich.

# 20 ans après l'accident nucléaire de Tchernobyl: Les conséquences en Suisse

## 1. L'accident

Il y a 20 ans, le 26 avril 1986 à 01h24 heure locale, se produisait l'accident le plus grave jamais survenu dans une installation nucléaire civile : le bloc No 4 de la centrale nucléaire russe de Tchernobyl explosait et était complètement détruit. Le réacteur a ensuite brûlé durant 10 jours, dégageant de grandes quantités de substances radioactives dans l'environnement. Cet accident est principalement dû à un enchaînement d'erreurs humaines ainsi qu'à des défaillances de conception du réacteur. La forte radioactivité libérée à la suite de l'accident a été déposée principalement dans les états, aujourd'hui indépendants, d'Ukraine, de Biélorussie et de la Fédération de Russie. Une partie de cette radioactivité s'est toutefois déplacée vers l'ouest, de sorte qu'à partir du 30 avril, la Suisse a également été touchée par des retombées de substances radioactives. Le nuage radioactif a atteint la station de mesure du Weissfluhjoch, près de Davos, à 2h00. A 15h00 de la même journée, il était détecté à la station de Fribourg à l'ouest de la Suisse, se déplaçant à la vitesse moyenne de 15 km par heure d'est en ouest. La figure 1 montre les activités des principaux isotopes radioactifs présents dans l'air, mesurées dans les filtres aérosols de Fribourg début mai 1986. (Le Becquerel, abrégé Bq, est l'unité de mesure pour la radioactivité; un Becquerel correspond à une désintégration radioactive par seconde).

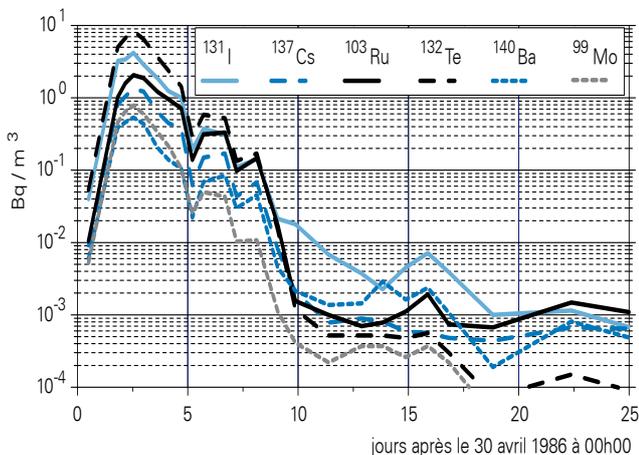


Figure 1: Radioactivité dans l'air (filtre aérosols), en Bq par m<sup>3</sup>, mesurée début mai 1986 à Fribourg

La concentration maximale de <sup>137</sup>Cs (Césium) enregistrée en Suisse dans l'air après l'accident de Tchernobyl, s'élevait à 12 Bq par m<sup>3</sup>.

La figure 2 montre la répartition géographique de la déposition en <sup>137</sup>Cs résultant de l'accident de Tchernobyl sur le territoire suisse. Comme de fortes précipitations ont eu lieu au Tessin, lors du passage du nuage radioactif, c'est dans cette région que la plus grande quantité de radioactivité a été déposée sur le sol et les plantes, à savoir jusqu'à 50'000 Bq par m<sup>2</sup> de <sup>137</sup>Cs. La région du Lac de Constance, avec un maximum de 10'000 Bq par m<sup>2</sup> de <sup>137</sup>Cs, et différents endroits du Jura ont également été touchés, mais dans une moindre mesure. Dans le reste de la Suisse les retombées ont été faibles, avec un maximum de quelques milliers de Bq par m<sup>2</sup> de <sup>137</sup>Cs, et ont été inférieures à celles des essais nucléaires (bombes atomiques) des années 50 et 60.

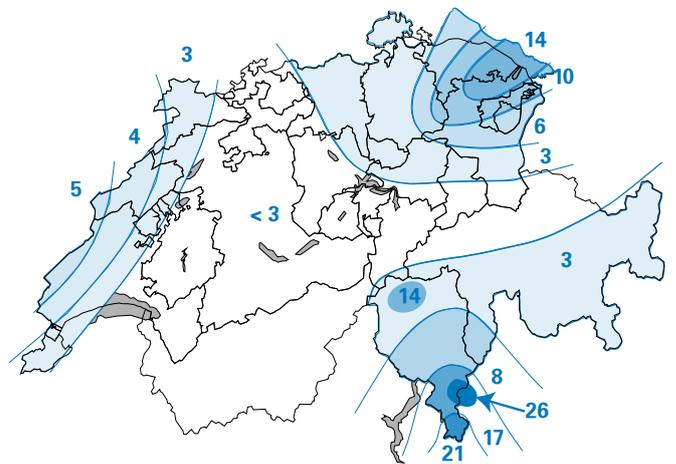
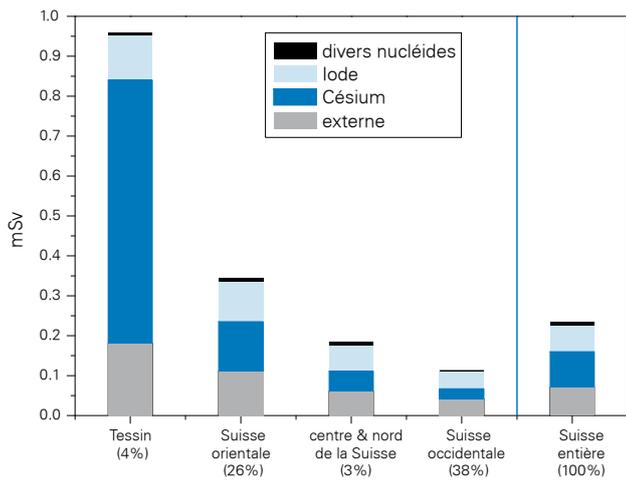


Figure 2: Déposition de <sup>137</sup>Cs en kBq par m<sup>2</sup> sur le territoire suisse due à l'accident de Tchernobyl

## 2. Les doses d'irradiation

Trois radionucléides ont principalement contribué à la dose reçue par la population: le Iode-131 de courte période (demi-vie de 8 jours) ainsi que les deux isotopes de césium, <sup>134</sup>Cs et <sup>137</sup>Cs, de demi-vie de deux ans et 30 ans respectivement. Au cours de la première année

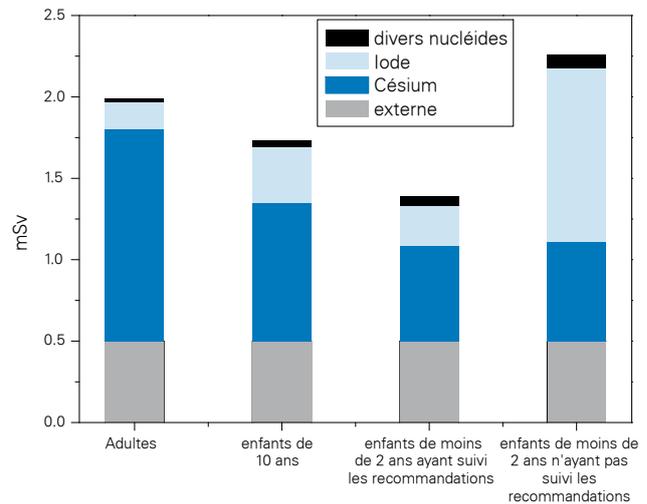


**Figure 3: Doses moyennes supplémentaires en mSv reçues par la population au cours de la première année qui a suivi l'accident de Tchernobyl, calculées pour les différentes régions de Suisse (entre parenthèses les pourcentages de population concernée)**

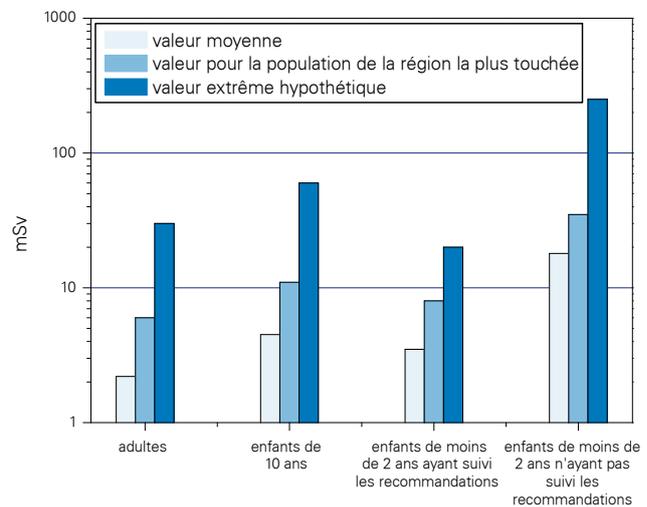
qui a suivi l'accident (voir Figure 3), la dose moyenne supplémentaire, attribuable à l'accident de Tchernobyl, reçue par la population suisse s'est élevée à 0.2 mSv (le milli-Sievert, abrégé mSv, est l'unité pour la dose d'irradiation).

L'ingestion de denrées alimentaires contaminées par les deux isotopes de césium ainsi que par l'Iode-131 a principalement contribué à la dose d'irradiation. Dans les régions les plus touchées – et en particulier pour des consommateurs vivant de leurs propres productions – les doses ont été jusqu'à 10 fois supérieures à la dose moyenne reçue par la population suisse (Figures 4 et 5); ces valeurs auraient par ailleurs été plus élevées, si les recommandations des autorités (voir paragraphe 4) n'avaient pas été suivies.

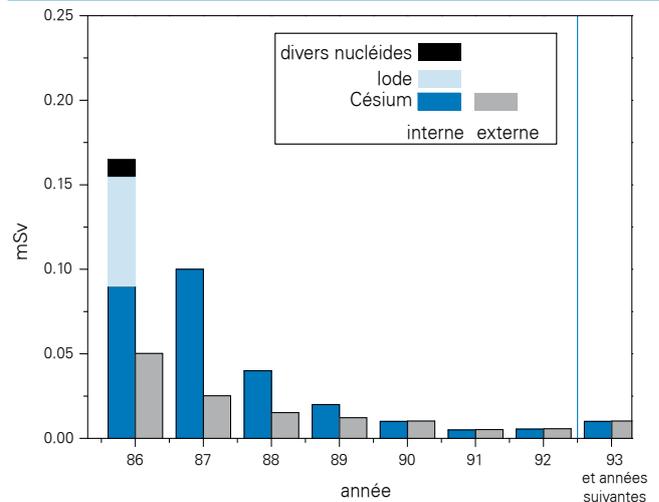
Au cours des années suivantes, les doses dues à l'accident de Tchernobyl ont continuellement diminué, comme le montrent les figures 6 et 7. Elles se situent aujourd'hui généralement au-dessous de 0.01 mSv par an, valeur de minimis de l'ordonnance sur la radioprotection, au-dessous de laquelle aucune mesure n'est nécessaire. Si l'on somme les doses supplémentaires, attribuables à l'accident de Tchernobyl, reçues par la population suisse depuis 1986 à nos jours, le total atteint environ 0.5 mSv pour la moyenne nationale (voir Figure 6), et environ 10 fois plus pour les personnes les plus touchées. A titre comparatif, notons que la dose annuelle totale reçue par la population suisse, s'élève, en moyenne, à 4 mSv; la plus grande contribution à cette dose, à savoir 1.6 mSv par an, provient du radon et de ses produits de filiation présents dans les maisons.



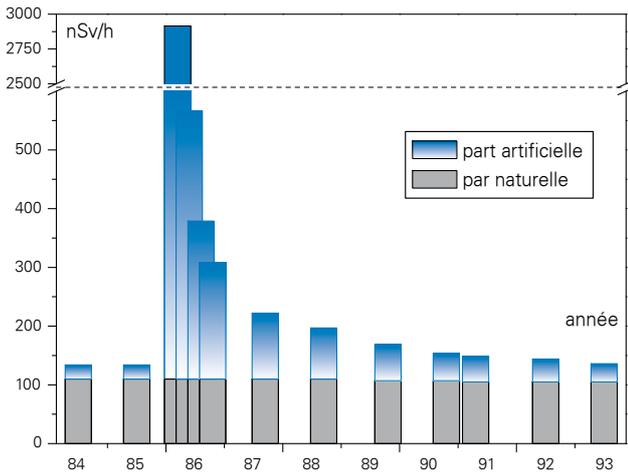
**Figure 4 : Doses en mSv de la fraction de la population la plus touchée au cours de la première année après l'accident de Tchernobyl, calculées pour les différentes classes d'âge. (Le respect des recommandations émises à l'époque a conduit, essentiellement pour les enfants en bas âge, à une réduction de dose d'environ 0.8 mSv).**



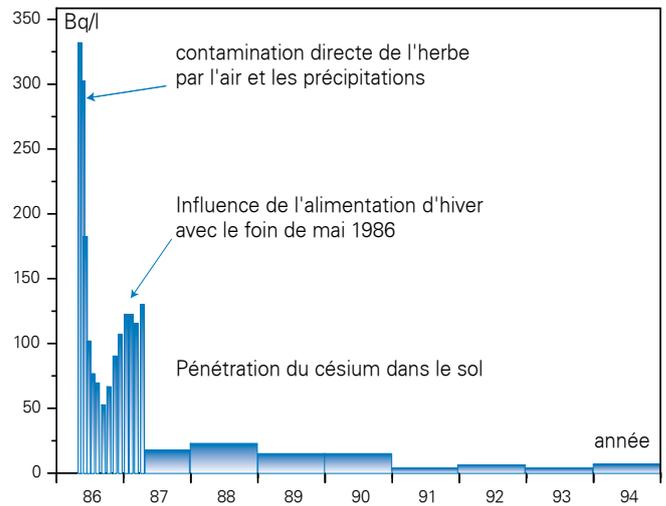
**Figure 5: Doses à la thyroïde en mSv pour la 1ère année après l'accident de Tchernobyl, calculées pour les différentes classes d'âge.**



**Figure 6: Doses moyennes supplémentaires en mSv reçues par la population suisse à la suite de l'accident de Tchernobyl, pour les années 1986 et suivantes.**



**Figure 7: Evolution temporelle de la dose d'exposition ambiante en plein air, en nSv (nano-Sievert = 10<sup>-9</sup> Sv) par heure à Caslano/TI, calculée à partir des mesures in situ. (Les contributions naturelles et artificielles sont représentées séparément. La composante artificielle comprend les retombées de l'accident de Tchernobyl ainsi que celles des essais nucléaires des années 50 et 60).**



**Figure 8: Contamination en <sup>137</sup>Cs du lait du canton du Tessin en Bq par litre (Valeurs moyennes pour chaque intervalle)**

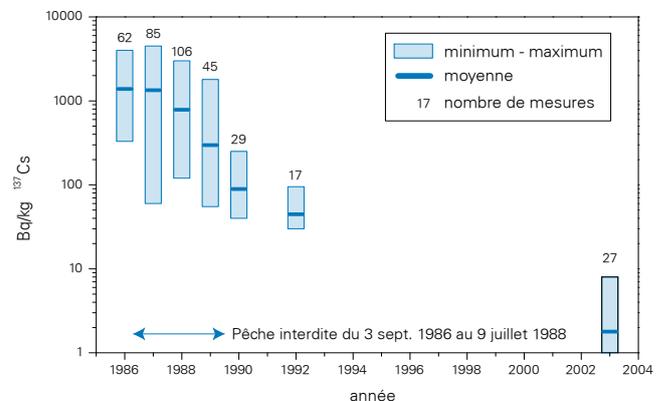
### 3. L'organisation d'intervention

Dès le 29 avril 1986, l'organisation suisse en cas d'alarme, préparée pour de telles éventualités, est entrée en action avec la section « centrale de surveillance » de l'époque, située à Zürich (devenue aujourd'hui la centrale nationale d'alarme, CENAL), et a été renforcée par du personnel militaire. Elle a évalué en permanence toutes les informations ainsi que les résultats des mesures et a établi des pronostics de dose. Jusqu'au printemps 1987, un réseau de laboratoires de la confédération, des cantons et des hautes écoles de tout le pays ont analysé la radioactivité dans près de 20'000 échantillons de toute nature, tels que l'air, les précipitations, les sols, l'herbe, les plantes, les denrées alimentaires, des denrées importées, etc. Sur la base de ces mesures, complétées par des mesures in situ, il a été possible, d'une part, d'établir des cartes de contamination et d'autre part, d'émettre des recommandations et d'appliquer des mesures de protection. Le « concept de mesures à prendre en fonction des doses » de 1982 a servi de base pour les décisions.

### 4. Mesures de protection

Diverses recommandations ont été émises par les autorités, après l'accident de Tchernobyl. Il a ainsi été recommandé aux femmes enceintes, aux femmes qui allaitent ainsi qu'aux jeunes enfants de renoncer à la consommation de lait frais et de légumes frais jusqu'à la fin mai (la figure 8 montre la contamination en <sup>137</sup>Cs du lait du canton du Tessin de 1986 à 1994). De plus, il a été

déconseillé, durant la même période, d'utiliser les eaux de citerne, ainsi que, jusqu'en août 1986, de consommer du lait et du fromage de brebis provenant du Tessin et des vallées du sud des Grisons. Finalement, dans les mêmes régions, il a été recommandé d'attendre fin août pour abattre les moutons et les chèvres, afin que le césium soit à nouveau éliminé en grande partie par les animaux. En accord avec la Communauté européenne, une valeur limite de 370 Bq par kg pour la somme des deux isotopes de césium a été fixée pour le lait, la crème, les produits laitiers et la nourriture pour enfant, et une limite de 600 Bq par kg a été admise pour les autres aliments. Pour l'importation de champignons provenant de l'Europe de l'est, un certificat de radioactivité a été exigé. Le respect des recommandations faites à cette époque a conduit, avant tout pour les enfants en bas âge, à une réduction de la dose d'irradiation par l'Iode-131. En plus de ces recommandations, les autorités suisses ont émis une seule interdiction : du 3.9 1986 au 9.7. 1988, la pêche a été prohibée dans le lac de Lugano (voir figure 9).



**Figure 9: <sup>137</sup>Cs (en Bq par kg) dans les poissons du lac de Lugano pour les années 1986 à 2003 (pour chaque intervalle, les valeurs maximales, la valeur moyenne, ainsi que le nombre de mesures sont représentés)**

### 5. La situation aujourd'hui

Aujourd'hui encore, 20 ans après l'accident, le  $^{137}\text{Cs}$  est toujours mesurable, en particulier au Tessin, bien que ce nucléide ait depuis lors décru et ait pénétré dans les couches plus profondes du sol. Les valeurs maximales suivantes ont été mesurées en 2005 au Tessin: 660 Bq par kg dans le sol, jusqu'à 97 Bq par kg de matière sèche dans l'herbe et 9 Bq par litre dans le lait. Quelques cas particuliers, qui jusqu'en 2002 ont encore présenté des valeurs de  $^{137}\text{Cs}$  élevées, doivent être mentionnés. Il s'agit de viandes de gibier – en particulier de sanglier – ainsi que de champignons sauvages indigènes et d'importation. Alors que les viandes de cerf et de chevreuil importées présentent aujourd'hui des valeurs inférieures à 30 Bq par kg, la viande de sangliers chassés au Tessin durant l'hiver 2001/02 a présenté sporadiquement des valeurs atteignant jusqu'à quelques milliers de Bq par kg. Pour la majorité des sangliers chassés durant le même hiver au Tessin, la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  était toutefois significativement plus faible et sans risque. Dans le cas des champignons indigènes, les bolets bails et les pholiotés ridés présentaient encore en 2004 des teneurs en césium allant jusqu'à 160 Bq par kg de matière fraîche. Ces concentrations présentent toutefois une tendance à la baisse. En dehors de ces quelques exceptions, la teneur en radioactivité artificielle des aliments de base a clairement diminué depuis 1987 et se situe aujourd'hui généralement aux environs des valeurs qui étaient mesurées avant l'accident de Tchernobyl.

### 6. Les conséquences sanitaires

Une des questions la plus fréquemment posée concerne les conséquences de ce grave accident sur la santé de la population suisse. A ce sujet, il convient de comparer les 0.5 mSv supplémentaires, mentionnés plus haut, avec la dose d'irradiation annuelle moyenne de 4 mSv reçue par la population suisse. La commission internationale de protection radiologique (ICRP) a déduit des facteurs de risque occasionnés par l'exposition aux rayonnements sur la base des données statistiques des survivants de Hiroshima et Nagasaki. Ceux-ci indiquent que dans un groupe de 100 personnes qui sont exposées à une dose unique de 1000 mSv, le nombre de décès supplémentaires par cancer est en moyenne de 5 jusqu'à 10. En appliquant les facteurs de risque de l'ICRP cités plus haut, le nombre attendu de décès supplémentaires par cancer en Suisse, dus aux conséquences de l'accident de Tchernobyl, s'élève à 200. Des incertitudes existent quant à une éventuelle augmentation du nombre des maladies de la thyroïde, car, dans de nombreux endroits,

il n'existe pas de registre des cancers et par conséquent les données comparatives font défaut.

### 7. Les enseignements tirés de l'accident

Au niveau international, des accords sur l'information mutuelle rapide et sur les moyens d'entraide en cas d'accident ont été mis en place. Il a également été décidé d'harmoniser les mesures à prendre en cas d'accident. La situation dramatique de la population des environs de Tchernobyl, qui doit continuer à vivre et, pour encore très longtemps, dans une région fortement contaminée, nécessitait une aide internationale. Environ 40 projets d'aide internationaux sont actuellement en cours dans les 3 pays les plus touchés par cet accident, 10 sont menés et financés par des organisations suisses. Des informations complémentaires concernant ces projets sont disponibles sur la plateforme internet [www.chernobyl.info](http://www.chernobyl.info) de la Direction du Développement et de la Coopération (DDC).

En Suisse, la surveillance de la radioactivité et l'organisation en cas d'intervention ont été restructurées, la centrale nationale d'alarme a été renforcée et la capacité de mesure améliorée et complétée par des réseaux automatiques de surveillance et d'alarmes. L'Office Fédéral de la Santé Publique évalue en permanence les données relatives à la radioactivité et informe régulièrement le public des résultats de la surveillance et des doses d'irradiation qu'il reçoit.

L'accident de Tchernobyl a également montré, combien, en plus d'une bonne préparation, la surveillance de l'atmosphère était importante lorsque des substances radioactives sont libérées dans l'environnement. Deux critères principaux sont alors à considérer. D'une part, la sensibilité de la mesure (quelle valeur minimale est-il possible de détecter) et d'autre part, la rapidité avec laquelle les résultats des mesures sont disponibles. La valeur la plus élevée enregistrée en Suisse pour le  $^{137}\text{Cs}$  début mai 86, à la suite de l'accident de Tchernobyl, s'élevait à 12 Bq par  $\text{m}^3$  d'air. Lors d'un incident survenu avec une source de césium dans une aciérie du sud de l'Espagne, en mai 1998, l'activité du  $^{137}\text{Cs}$  mesuré au Tessin à l'aide des réseaux mis en place était 1000 fois plus faible.

Par ailleurs, des tablettes de iodure de potassium ont été distribuées à la population résidant dans un rayon de 20 km autour des centrales nucléaires suisses. Celles-ci ont pour effet, lors de la prise, de saturer la thyroïde avec de l'iode inactif, empêchant ainsi l'iode radioactif,

présent dans la nourriture ingérée et dans l'air respiré, de s'accumuler dans cet organe. Des améliorations ont également été apportées dans le domaine de la législation.

En dépit de toutes les mesures de sécurité prises, un accident nucléaire dans le futur ne peut être totalement exclu. Il est par conséquent important que les leçons qui ont été tirées, à la suite du grave accident de Tchernobyl, ne tombent pas dans l'oubli. Une préparation sérieuse et une vigilance constante sont indispensables.

Office Fédéral de la Santé Publique  
Unité de Direction Protection des consommateurs  
Division Radioprotection  
Avril 2006

Adresse pour questions complémentaires:  
Division Radioprotection, tél. +41 (0)31 323 02 54  
Internet: <http://www.bag.admin.ch>  
Email: [str@bag.admin.ch](mailto:str@bag.admin.ch)

# 20 Jahre seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl Die Auswirkungen auf die Schweiz

## 1. Das Ereignis

Vor 20 Jahren, am 26. April 1986 um 1:24 Uhr Lokalzeit explodierte der Block Nr. 4 des russischen Kernkraftwerks Tschernobyl. Dabei geriet der Reaktor ausser Kontrolle, wurde vollständig zerstört und brannte während zehn Tagen. Es wurden grosse Mengen radioaktiver Stoffe freigesetzt. Dieser schwerste, je in einer zivilen Kernanlage aufgetretene Unfall war eine Folge menschlichen Fehlverhaltens, ist aber auch der Fehlkonzeption dieses Reaktortyps zuzuschreiben. Die hohe freigesetzte Radioaktivität wurde hauptsächlich in den heutigen Staaten Ukraine, Weissrussland und Russische Föderation abgelagert, ein Teil gelangte jedoch nach Westen, so dass ab dem 30. April auch die Schweiz betroffen war. Die Wolke erreichte um 2 Uhr morgens die Messstation auf dem Weissfluhjoch bei Davos und um 15 Uhr desselben Tages jene in Fribourg in der Westschweiz. Sie wanderte also mit einer mittleren Geschwindigkeit von 15 km pro Stunde von Osten nach Westen. Abb. 1 zeigt die Aktivitäten der wichtigsten Radionuklide in der Luft anfangs Mai 1986, gemessen an den Luftfiltern von Fribourg. (Das Becquerel, Bq, ist das Mass für die Radioaktivität mit  $1 \text{ Bq} = 1$  Zerfall pro Sekunde.) Der Maximalwert für die  $^{137}\text{Caesium}$  (Cs)-Konzentration der Luft nach dem Unfall von Tschernobyl betrug in der Schweiz  $12 \text{ Bq/m}^3$ .

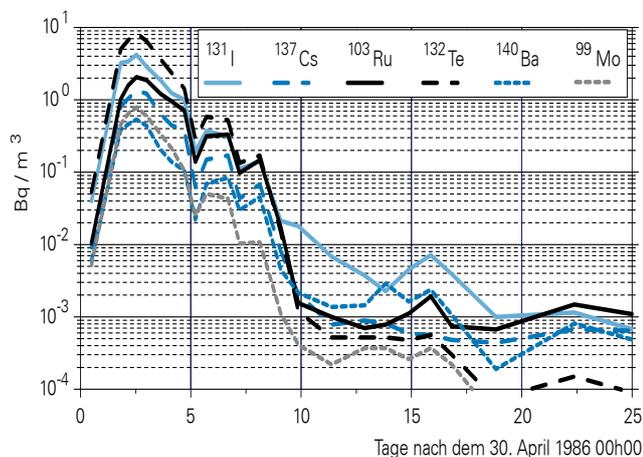


Abb. 1: Radioaktivität der Luftfilter von anfangs Mai 1986 von Fribourg in  $\text{Bq pro m}^3$

Abb. 2 zeigt die geographische Verteilung der Caesium-Ablagerungen in der Schweiz nach dem Unfall von Tschernobyl. Da beim Durchzug der radioaktiven Wolke im Tessin heftiger Regen fiel, wurde in dieser Region am meisten Radioaktivität auf Boden und Pflanzen abgelagert, nämlich bis etwa  $50'000 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs pro m}^2$ . Etwas weniger betroffen waren der Bodenseeraum mit bis  $10'000 \text{ Bq pro m}^2$  und einzelne Gebiete des Juras; in der übrigen Schweiz waren die Ablagerungen mit bis einige  $1000 \text{ Bq pro m}^2$  geringer als diejenigen der oberirdischen Kernwaffenversuche der 50er- und 60er-Jahre.

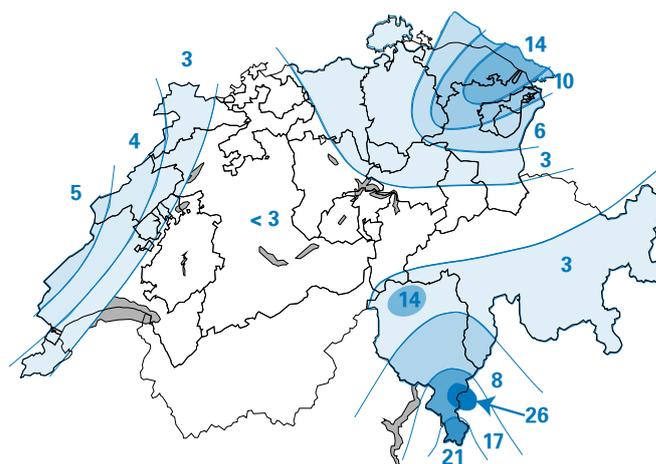


Abb. 2: Ablagerung von  $^{137}\text{Cs}$  in  $\text{kBq pro m}^2$  nach dem Reaktorunfall Tschernobyl

## 2. Die Strahlendosen

Zur Strahlendosis haben drei Radionuklide am meisten beigetragen: das kurzlebige Jod 131 mit einer Halbwertszeit von acht Tagen, sowie die beiden Caesium-Nuklide  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  mit Halbwertszeiten von zwei beziehungsweise 30 Jahren. Im ersten Jahr nach dem Unfall (Abb. 3) lag die durchschnittliche Strahlendosis der Schweizer Bevölkerung durch diesen Unfall bei  $0.2 \text{ mSv}$  (milli-Sievert, mSv, ist die Einheit für die Strahlendosis).

Der Hauptbeitrag wurde durch den Konsum von Caesium-Nukliden und Jod 131 kontaminierten Lebensmitteln verursacht. In den am meisten betroffenen

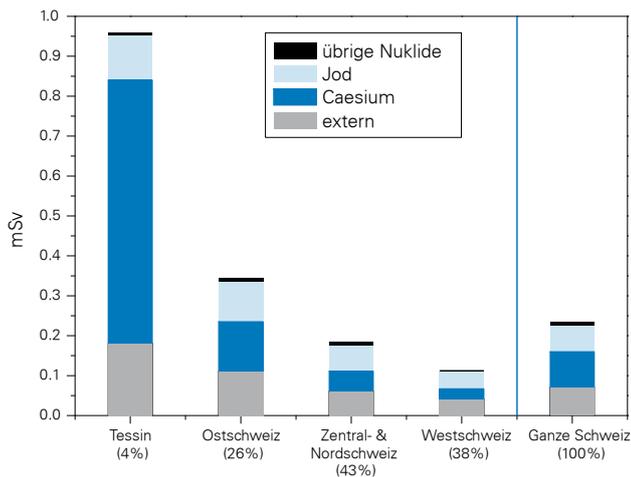


Abb. 3: Durchschnittliche Dosen in mSv im ersten Jahr nach Tschernobyl, berechnet für die verschiedenen Regionen der Schweiz (in Klammern Bevölkerungsanteil)

Regionen – und dort insbesondere bei Selbstversorgern – waren die Strahlendosen bis etwa zehnmal so hoch wie in den übrigen Gebieten der Schweiz (Abb. 4 und 5); diese Werte wären höher ausgefallen, wenn die Personen die Empfehlungen der Behörden (s. Kap. 4) nicht befolgt hätten.

In den folgenden Jahren nahmen die Dosen kontinuierlich ab (Abb. 6 und 7) und liegen heute generell unter dem de-minimis-Wert der Strahlenschutzverordnung von 0.01 mSv pro Jahr, unterhalb dem keine Schutzmassnahmen erforderlich sind. Summiert man die Dosen der Schweizer Bevölkerung durch Tschernobyl über alle Folgejahre bis heute, erhält man für das Landesmittel einen Wert von 0.5 mSv (Abb. 6) und etwa das zehnfache für die Meistbetroffenen. Im Vergleich dazu beträgt die gesamte jährliche Strahlendosis der Schweizer Bevölkerung im Mittel 4 mSv, wovon der grösste Anteil, nämlich 1.6 mSv pro Jahr, vom Radon und seinen Folgeprodukten im Hausinnern stammt.

### 3. Die Einsatzorganisation

Bereits am 29. April 1986 trat nach dem Unfall von Tschernobyl die für solche Fälle vorbereitete Alarmorganisation mit der damaligen Sektion Überwachungszentrale (heute die Nationale Alarmzentrale NAZ) in Zürich in Funktion und wurde durch militärisches Personal verstärkt. Sie wertete laufend alle Informationen und Messergebnisse aus und erstellte Dosisprognosen. Ein Netz von Laboratorien des Bundes, der Kantone und der Hochschulen im ganzen Land analysierte bis im Frühjahr 1987 rund 20'000 Proben aller Art auf Radioaktivität, wie Luft, Niederschläge, Boden, Gras, Pflanzen, Lebensmittel, Importwaren, usw. Auf der Basis dieser Messungen,

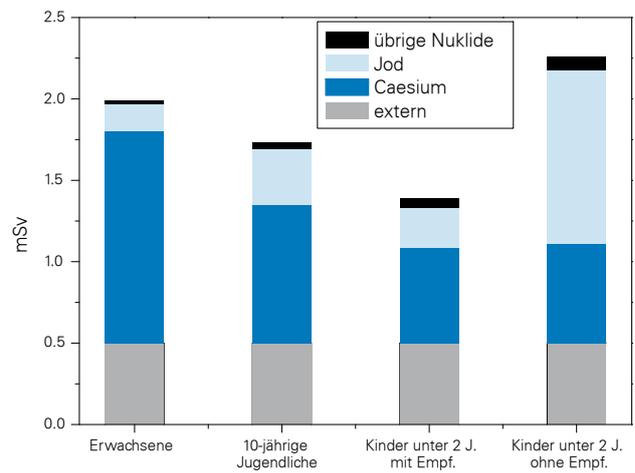


Abb. 4: Dosen in mSv der meistbetroffenen Bevölkerung im ersten Jahr nach Tschernobyl, berechnet für verschiedene Altersgruppen. Die Einhaltung der Empfehlungen führte vor allem bei Kleinkindern zur einer Reduktion der Dosis um etwa 0.8 mSv.

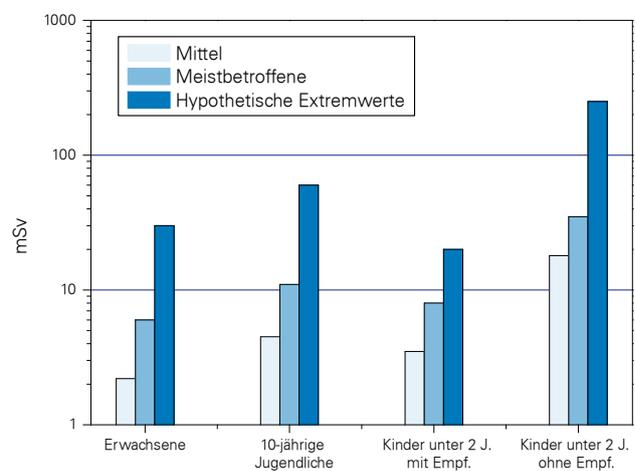


Abb. 5: Schilddrüsendosen in mSv im ersten Jahr nach Tschernobyl, berechnet für verschiedene Altersgruppen: Mittel, Meistbetroffene, hypothetische Extremwerte

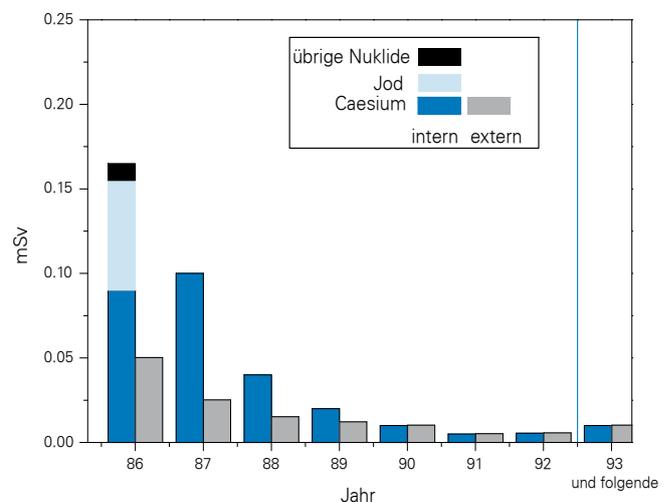
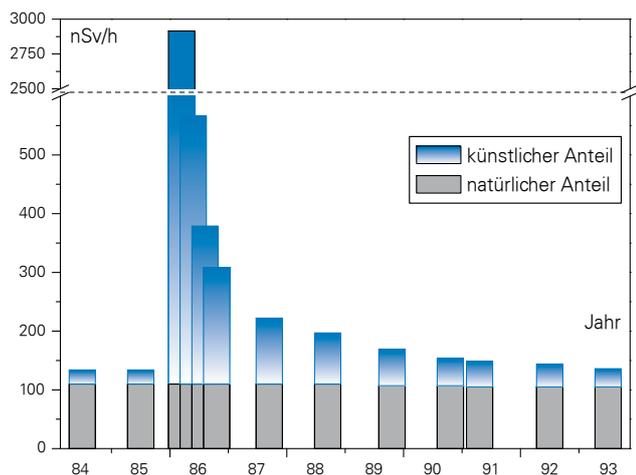


Abb.6: Durchschnittliche Dosen in mSv der Schweizer Bevölkerung durch Tschernobyl für die Jahre 1986 bis 1993

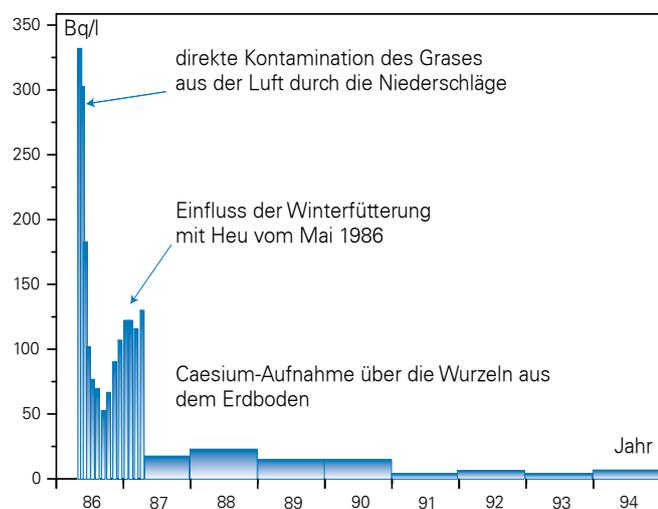


**Abb. 7: Zeitlicher Verlauf der Ortsdosisleistung im Freien in nSv (nano-Sievert = 10<sup>-9</sup> Sv) pro Stunde in Caslano/TI berechnet aus den in-situ-Messungen. (Angegeben sind die natürlichen und künstlichen Beiträge, letztere beinhalten sowohl den Kernwaffenfallout als auch die Auswirkungen des Tschernobyl-Unfalles.)**

ergänzt durch Feldmessungen im Gelände, konnten Kontaminationskarten erstellt und Schutzmassnahmen oder Empfehlungen erlassen werden. Als Basis diente das Schweizerische Dosis-Massnahmen-Konzept von 1982.

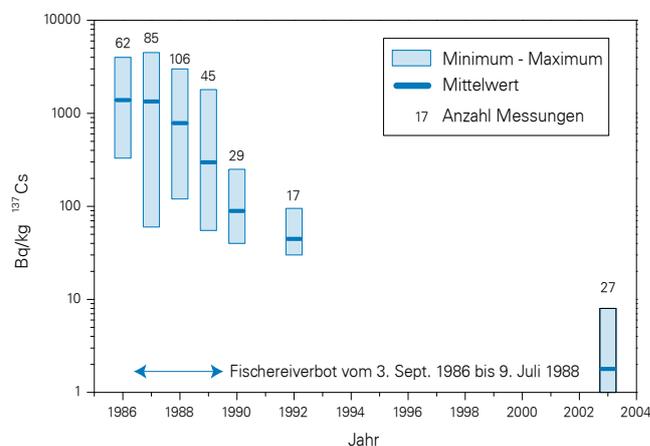
#### 4. Getroffene Schutzmassnahmen

Nach dem Unfall von Tschernobyl gaben die Behörden in der Schweiz diverse Empfehlungen ab. Diese beinhalteten den Verzicht auf den Verzehr von Frischmilch und Frischgemüse für schwangere Frauen, stillende Mütter und Kleinkinder bis Mitte Mai (Abb. 8 zeigt die Kontamination der Milch aus dem Kanton Tessin in Bq <sup>137</sup>Cs pro Liter für die Jahre 1986 bis 1994). Für die gleiche Zeitperiode wurde empfohlen, auf den Gebrauch von Zister-



**Abb. 8: Kontamination der Milch aus dem Kanton Tessin in Bq <sup>137</sup>Cs pro Liter (Mittelwerte je Intervall)**

nenwasser zu verzichten sowie bis im August 1986 auf den Konsum von Schafmilch und Schafkäse aus dem Tessin und den Bündner Südtälern. Schliesslich wurde für dieselben Gegenden empfohlen, mit dem Schlachten von Schafen und Ziegen bis Ende August zuzuwarten, damit das Caesium von den Tieren wieder weitgehend ausgeschieden wird. In Übereinstimmung mit der Europäischen Gemeinschaft wurde für Milch, Rahm, Milchprodukte und Kindernahrungsmittel eine Limite von 370 Bq pro kg für die Summe der beiden Caesium-Nuklide angewendet, für die übrigen Nahrungsmittel ein Wert von 600 Bq pro kg. Für Importe von Pilzen aus Osteuropa wird wie in der EU ein Radioaktivitätszertifikat verlangt. Die Einhaltung der damals herausgegebenen Empfehlungen führte denn auch vor allem bei Kleinkindern zu einer Reduktion der Dosis durch Jod 131. Nebst den Empfehlungen sprachen die Schweizer Behörden ein einziges Verbot aus: Vom 3.9.1986 bis 9.7.1988 war die Fischerei im Luganersee untersagt (Abb. 9).



**Abb. 9: <sup>137</sup>Cs in Fischen aus dem Luganersee in Bq pro kg für die Jahre 1986 bis 2003 (Minimum, Maximum, Mittelwert sowie die Anzahl Messungen je Intervall)**

#### 5. Die Situation heute

Auch heute, 20 Jahre danach, ist das langlebige <sup>137</sup>Cs noch nachweisbar, vor allem im Tessin, obwohl dieses Nuklid seither abgeklungen und in tiefere Erdschichten eingedrungen ist. Folgende Maximalwerte wurden noch 2005 im Tessin gemessen: 660 Bq pro kg im Boden, bis zu 97 Bq pro kg Trockenmasse Gras und 9 Bq pro Liter in der Milch. Erwähnenswert sind einige Spezialfälle, die bis 2002 noch deutlich erhöhte Caesium-Werte zeigen: Dies sind Wildfleisch – insbesondere Wildschweine – sowie einheimische Wildpilze und Importpilze. Während importiertes Reh- und Hirschfleisch heute unter 30 Bq pro kg liegt, ergab Wildschweinfleisch aus dem Tessin im Winter 2001/02 noch vereinzelt bis einige Tausend Bq pro kg. Bei den meisten in diesem Winter geschossenen Tieren lag der Caesium-Gehalt jedoch deutlich tiefer. Bei den einheimischen Wildpilzen zeigten Röh-

linge und Zigeunerpilze – allerdings mit abnehmender Tendenz – noch bis 2004 Caesium-Werte bis knapp über 160 Bq pro kg Frischgewicht. Abgesehen von diesen Ausnahmen hat der Gehalt an künstlicher Radioaktivität in den Grundnahrungsmitteln bereits ab 1987 deutlich abgenommen und liegt heute meist um die Werte, die vor Tschernobyl gemessen wurden.

### 6. Die gesundheitlichen Auswirkungen

Eine häufig gestellte Frage betrifft die gesundheitlichen Auswirkungen dieses schweren Unfalls auf die Schweizer Bevölkerung. Dazu können die oben genannten 0.5 mSv mit der mittleren jährlichen Strahlendosis der Schweizer Bevölkerung von 4 mSv verglichen werden. Die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) hat aus den Statistiken der Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki Strahlenrisiko-Faktoren hergeleitet. Diese besagen, dass in einer Gruppe von 100 Personen, die einer einmaligen Strahlendosis von 1000 mSv ausgesetzt sind, im Mittel fünf bis eventuell zehn zusätzliche Krebstodesfälle zu erwarten sind. Unter Benutzung der obgenannten Risikofaktoren der ICRP kommt man für die Schweiz auf eine Zahl von 200 zusätzlich zu erwartenden Krebstodesfällen als Folge der Auswirkungen von Tschernobyl. Unsicherheiten bestehen bezüglich einer allfälligen Zunahme von Schilddrüsenkrankungen, da vielerorts Krebsregister und somit Vergleichsdaten fehlen.

### 7. Welche Konsequenzen wurden gezogen?

Auf internationaler Ebene wurden Abkommen abgeschlossen über die rasche gegenseitige Benachrichtigung und Hilfeleistung bei Unfällen. Auch die Harmonisierung von Massnahmen bei Unfällen wurde beschlossen. Die dramatische Lage der Bevölkerung in der Umgebung von Tschernobyl, die langfristig in einem stark verstrahlten Gebiet weiterleben muss, erforderte internationale Hilfe. Gegenwärtig laufen rund 40 internationale Hilfsprojekte in den drei meistbetroffenen Ländern, von denen 10 durch Organisationen aus der Schweiz durchgeführt und finanziert werden. Weitere Informationen zu diesen Projekten finden sich auf der Internetplattform [www.chernobyl.info](http://www.chernobyl.info) der Direktion für Entwicklung und Zusammenarbeit (DEZA).

In der Schweiz wurden die Radioaktivitätsüberwachung und die Einsatzorganisation neu strukturiert, die Nationale Alarmzentrale verstärkt, die Messkapazität verbessert und durch automatische Überwachungs- und

Warnnetze ergänzt. Das Bundesamt für Gesundheit wertet die Radioaktivitätsdaten laufend aus und informiert die Öffentlichkeit regelmässig über das Ergebnis der Überwachung und die Strahlendosen.

Der Unfall Tschernobyl hat auch gezeigt, wie wichtig nebst einer guten Vorbereitung die Überwachung der Luft bei einer unfallmässigen Freisetzung von Radioaktivität ist. Dabei sind zwei Kriterien zu berücksichtigen: Einerseits die Empfindlichkeit der Messung, d.h. die kleinste noch nachweisbare Aktivität in der Luft, und andererseits wie schnell die Resultate verfügbar sind. Der höchste in der Schweiz nach dem Tschernobyl-Unfall in der Luft gemessene <sup>137</sup>Cs-Wert betrug 12 Bq/m<sup>3</sup>. Nach dem Zwischenfall mit einer Caesium-Quelle in einem spanischen Stahlwerk im Mai 1998 wurde im Tessin mit diesem Netz eine Aktivität in der Luft registriert, die mehr als 10'000 mal tiefer war.

Des Weiteren wurden bis zu einem Radius von 20 km um die Schweizer Kernkraftwerke Kaliumiodid-Tabletten an die Bevölkerung verteilt. Diese bewirken bei der Einnahme, dass die Schilddrüse mit inaktivem Jod gesättigt wird und verhindern so, dass das radioaktive Jod aus der Nahrung und über die Atmung in die Schilddrüse gelangt. Auch auf dem Gebiet der Gesetzgebung wurden Verbesserungen vorgenommen.

Einen nuklearen Unfall kann man allen Sicherheitsmassnahmen zum Trotz auch in Zukunft nicht vollständig ausschliessen. Deshalb dürfen die Lehren, die man nach dem schweren Unfall von Tschernobyl gezogen hat, nicht in Vergessenheit geraten. Eine seriöse Vorbereitung und stete Wachsamkeit sind unerlässlich.

Bundesamt für Gesundheit  
Direktionsbereich Verbraucherschutz  
Abteilung Strahlenschutz  
April 2006

Adresse für Rückfragen:  
Abteilung Strahlenschutz, Tel. +41 (0)31 323 02 54  
Internet: <http://www.bag.admin.ch>  
Email: [str@bag.admin.ch](mailto:str@bag.admin.ch)



# Health Physics Society

Specialists in Radiation Safety • Founded 1956 • <http://hps.org/>

## Polonium-210 Information Sheet

### General

Polonium is a radioactive element that occurs naturally in very low concentrations in the earth's crust. Marie and Pierre Curie discovered polonium in 1898 while they were seeking the cause of the radioactivity of pitchblende ore that contained uranium.

Polonium in its pure form is a low-melting, fairly volatile metal. Over 25 isotopes of polonium are known, with atomic masses ranging from 192 to 218 (isotopes are different forms of an element that have the same number of protons in the nucleus but a different number of neutrons).

All polonium isotopes are radioactive, but most are very short lived and decay rapidly. Only three polonium isotopes last for any appreciable amount of time. Put another way, they have relatively long half-lives. Those isotopes are polonium-208, polonium-209, and polonium-210. Polonium-210 is the predominant naturally occurring isotope of polonium and the one most widely used.

Polonium-210 has a half-life of 138 days, and it decays to stable lead-206 by emitting an alpha particle (an alpha particle has two protons and two neutrons). With a specific activity of 166 TBq/g, it would take about a microgram to deliver a 50 Gy (5,000 rad) whole-body radiation dose. The quantity of polonium-210 that the International Atomic Energy Agency (IAEA) regards as dangerous if uncontrolled is 60 GBq (1.6 Ci) or 0.3 milligrams.

### Origins

Polonium-210 exists naturally; there are tiny amounts in our bodies and small quantities in the soil and air. Although it can be produced by the chemical processing of uranium ores or minerals, uranium ores contain less than 0.1 milligram of polonium-210 per ton.

Polonium-210 is usually produced artificially in a nuclear reactor by bombarding bismuth-209 (a stable isotope) with neutrons. This forms radioactive bismuth-210, which has a half-life of five days. Bismuth-210 decays to polonium-210 through beta decay. Milligram amounts of polonium-210 have been produced by this method. The longer-lived isotopes polonium-209 (half-life 103 years) and polonium-208 (half-life 2.9 years) are also produced in reactors or particle accelerators, but this is very expensive.

### Uses

Polonium-210 is used mainly in static eliminators, which are devices designed to eliminate static electricity in machinery where it can be caused by processes such as paper rolling, manufacturing sheet plastics, and spinning synthetic fibers. The polonium-210 is generally electroplated onto a backing foil and inserted into a brush, tube, or other holder. Alpha particles from the polonium ionize adjacent air, and the air ions then neutralize static electricity on the surfaces in contact with the air.

---

The Health Physics Society is a nonprofit scientific professional organization whose mission is excellence in the science and practice of radiation safety. Formed in 1956, the Society has approximately 5,500 scientists, physicians, engineers, lawyers, and other professionals. Activities include encouraging research in radiation science, developing standards, and disseminating radiation safety information. The Society may be contacted at 1313 Dolley Madison Blvd., Suite 402, McLean, VA 22101; phone: 703-790-1745; fax: 703-790-2672; email: [HPS@BurkInc.com](mailto:HPS@BurkInc.com). The Society's Media Liaison can be contacted at 507-284-4407 (office) or 507-254-8444 (cell); email: [media@hps.org](mailto:media@hps.org).

Polonium-210 is also used in brushes to remove dust from photographic films and camera lenses. Static eliminators typically contain from one to tens of GBq (hundredths to tenths of curies) of radioactivity. Polonium-210 can also be combined with beryllium to produce neutron sources. Other alpha emitters are occasionally, but not frequently, used in medicine and academic research.

### Health Effects

Polonium-210 is a health hazard only if it is taken into the body. External exposure is not a concern because polonium is an alpha emitter. Alpha emitters can be very biologically effective internally but are hardly able to pass through a few centimeters of air outside the body.

Polonium can be taken into the body through eating, drinking, or breathing. Between 50 percent and 90 percent of the polonium taken in by ingestion will promptly appear in the gastrointestinal (GI) tract and leave the body in feces. The fraction remaining in the body enters the bloodstream and will decrease with a half-life of 50 days. Substantial radiation doses from polonium can be expected in many tissues of the body; it supplies a more nearly whole-body dose than almost all other alpha emitters. In general, the spleen and kidneys concentrate polonium more than other tissues except for temporary deposition in the lung after inhalation of an insoluble form. Effects are more common in the kidney than the spleen, despite a higher dose in the spleen. It is estimated that approximately 45 percent of ingested polonium will be deposited in the spleen, kidneys, and liver, with 10 percent deposited in bone marrow and the remainder distributed throughout the body, including in the lymph nodes and on the mucous lining of the respiratory tract.

Alpha particles emitted from polonium-210 can disrupt cell structures, fragment nuclei, damage DNA, and cause cell death. When administered in relatively “large” amounts—such as a microgram or two—it can cause high radiation doses of approximately 12.5 Gy (1,250 rad) per microgram.

With ingestion of several micrograms of polonium-210, GI symptoms begin to appear within a day or so. GI symptoms will mimic food poisoning—nausea, diarrhea, vomiting, and general tiredness. This is followed by a “latent” phase and then a further decline, including the loss of all hair and a massive depletion in white blood cells.

Bone marrow depression will occur with a 5 Gy (500 rad) whole-body single radiation dose. The intestinal lining has rapidly proliferating cells which are sensitive to radiation—GI syndrome will occur with acute doses of 5-15 Gy (500-1,500 rad), and necrosis and ulcerations will occur at 40-50 Gy (4,000-5,000 rad). Within the lining of the GI tract, the alpha particles will irradiate the mucosa; this will cause sloughing of the disrupted cells and will affect the inner lining, leading to GI bleeding.

Polonium-210 inside someone’s body is not detectable with standard radiation instrumentation used outside that person’s body. Testing the individual’s urine or feces for alpha radiation would be the method of detection. For someone to be poisoned with polonium-210, a big radiation dose would be needed—a dose not possible with naturally occurring polonium-210, but possible with man-made polonium-210.

A median survival time of 20 days has been associated with a median dose of about 1.6 MBq (0.04 mCi; 0.0096 micrograms) per kilogram of polonium-210. For a 70-kilogram person, this would only be about 111 MBq (3 mCi; about 0.7 microgram).

Isotope	Half-Life	Specific Activity (TBq/g)	Decay Mode	Alpha ( $\alpha$ ) Energy (MeV)
Polonium-208	2.9 yr	21.8	$\alpha$	5.1
Polonium-209	103 yr	0.63	$\alpha$	4.9
Polonium-210	138 days	166	$\alpha$	5.3

*g = gram, and MeV = million electron volts;*

---

## Glossary

### *Alpha Particle*

A positively charged particle ejected spontaneously from the nuclei of some radioactive elements. It is identical to a helium nucleus that has a mass number of 4 and an electric charge of +2. It has low penetrating power and a short range (a few centimeters in air). The most energetic alpha particle will generally fail to penetrate the dead layers of cells covering the skin and can be easily stopped by a sheet of paper. Alpha particles represent much more of a health risk when emitted by radionuclides deposited inside the body.

### *Bq or Becquerel*

The unit of radioactive decay equal to one disintegration per second. The becquerel is the basic unit of radioactivity used in the international system of radiation units, referred to as the “SI” units. Thirty-seven billion ( $3.7 \times 10^{10}$ ) becquerels = 1 curie (Ci). (A megabecquerel or MBq is  $10^6$  Bq. A gigabecquerel or GBq is  $10^9$  Bq. A terabecquerel or TBq is  $10^{12}$  Bq.) (1 millicurie or 1,000 microcuries equals 37 MBq.)

### *Curie or Ci*

The original unit used to express the decay rate of a sample of radioactive material. The curie is equal to that quantity of radioactive material in which the number of atoms decaying per second is equal to 37 billion ( $3.7 \times 10^{10}$ ). It was based on the rate of decay of atoms within one gram of radium. It is named for Marie and Pierre Curie, who discovered radium in 1898. The curie is the basic unit of radioactivity used in the system of radiation units in the United States, referred to as “traditional” units.

### *DNA*

Deoxyribonucleic acid (DNA) is a nucleic acid that contains the genetic instructions for the biological development of a cellular form of life or a virus. All known cellular life and some viruses have DNA. DNA is a long polymer of nucleotides (a polynucleotide) that encodes the sequence of amino acid residues in proteins, using the genetic code.

### *Dose*

A general term used to refer to the effect on a material that is exposed to radiation. It is used to refer either to the amount of energy absorbed by a material exposed to radiation (absorbed dose) or to the potential biological effect in tissue exposed to radiation (equivalent dose).

### *Geiger-Mueller Counter*

A radiation detection and measuring instrument. It consists of a gas-filled tube containing electrodes, between which there is an electrical voltage, but no current flowing. When ionizing radiation passes through and ionizes the gas within the tube a short, intense pulse of current passes from the negative electrode to the positive electrode and is measured or counted. The number of pulses per second is an indication of the rate at which ionizing events are occurring within the tube. The Geiger-Mueller counter was named for Hans Geiger and W. Mueller, who invented it in the 1920s. Sometimes called simply a Geiger counter or a G-M counter, it is the most commonly used portable radiation instrument.

### *Gy or Gray:*

The international system (SI) unit of radiation dose in terms of absorbed energy per unit mass of tissue. The gray is the unit of absorbed dose and has replaced the rad. 1 gray = 1 Joule/kilogram and also equals 100 rad.

### *Half-Life*

The time in which one-half of the activity of a particular radioactive substance is lost due to radioactive decay. Measured half-lives vary from millionths of a second to billions of years. Also called physical or radiological half-life. The biological half-life is the time required for the body to eliminate, by biological processes, one-half of the material originally taken in. The effective half-life is the time required for the combined action of the physical and biological half-lives to reduce the activity by 50 percent.

### *Radioactive Decay*

The decrease in the amount of any radioactive material with the passage of time due to the spontaneous emission from the atomic nuclei of either alpha or beta particles, often accompanied by gamma radiation.

## **Radiation Dose Comparisons**

*The radiation doses described in this document include:*

“With a specific activity of 166 TBq/g, it would take only approximately 4 micrograms to deliver a **50 Gy (5,000 rad)** whole-body radiation dose.”

“Bone marrow depression will occur with a **5 Gy (500 rad)** whole body-single radiation dose.”

“The intestinal lining has rapidly proliferating cells which are sensitive to radiation—GI syndrome will occur with acute doses of **5-15 Gy (500-1,500 rad)**, and necrosis and ulcerations will occur at **40-50 Gy (4,000-5,000 rad)**.”

*Average radiation doses delivered to patients undergoing common medical procedures range in dose from fractions of a Gy to hundredths of a Gy (roughly 0.01 rad to a few rad)*

*Average annual individual background radiation dose = 0.0036 Sv (0.36 rem or 360 mrem)*

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

### Ergebnisse 2006 Résultats 2006

## Anhänge Annexes

1. BETEILIGTE STELLEN UND LABORATORIEN	196
1. ORGANISMES ET LABORATOIRES PARTICIPANTS	196
1 ISTITUTI E LABORATORI PARTECIPANTI	196
2 Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	197
3. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	198
4. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	199

**1. BETEILIGTE STELLEN UND LABORATORIEN**

Die in diesem Bericht zusammen gestellten Messwerte stammen von Probenahmen und Analysen folgender Laboratorien und Stellen, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei

**1. 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

**1 ISTITUTI E LABORATORI PARTECIPANTI**

Le misure riassunte in questo rapporto provengono dagli istituti e laboratori qui sotto elencati, che ringraziamo per la loro collaborazione

<b>BAG FRn (OFSP)</b>	Fachstelle Radon, Bundesamt für Gesundheit	Bern	Roserens Georges-A., W. Gfeller, M. Gruson, L. Pedrelli, G.-A. Roserens, M. Gruson, S. Horvath
<b>BAG SAB (OFSP)</b>	Sektion Aufsicht und Bewilligung, Bundesamt für Gesundheit	Bern	R. Linder
<b>BAG SUER (OFSP)</b>	Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Fribourg	Prof. Dr. H. Völkle, Dr. S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, M. Boucher, G. Ferreri, A. Gurtner, Dr. M. Jungck, M. Müller, A. Herren
<b>BfS</b>	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Breisgau/D	Dr. H. Sartorius, Dr. C. Schlosser und S. Schmid
<b>BWW</b>	Abt. Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Ittigen/BE	Dr. Marc Schürch, Dr. Ronal Kozel
<b>CERN</b>	CERN, Safety Commission	Genève	Dr. H.-G. Menzel, Dr. P. Vojtyla, D. Wittekind
<b>CHYN</b>	Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel	Neuchâtel	Dr. H. Surbeck
<b>EAWAG</b>	Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG	Dübendorf	Prof. Dr. J. Beer, I. Brunner, E. Grieder
<b>ETHZ</b>	Institut für Geophysik ETH-Z	Zürich	Prof. Dr. L. Rybach
<b>HSK</b>	Abteilung Strahlenschutz, Notfallplanung und Organisation der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen	Villigen/AG	Dr. H. Pfeiffer, Dr. F. Cartier, Dr. A. Leupin, B. Bucher, Dr. J. Löhle, M. Schibli, Dr. G. Schwarz, R. Sardella
<b>HUG</b>	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
<b>IRA</b>	Institut universitaire de Radiophysique Appliquée	Lausanne	Prof. Dr. F. Bochud, Dr. Ph. Steinmann, Dr. P. Froidevaux, F. Barraud, J. Dlala
<b>LS</b>	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	Dr. M. Burger, Dr. St. Röllin, E. Schmid, F. Byrde, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner,
<b>NAZ</b>	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Zürich	Dr. M. Brossi, Dr. A. Leonardi, Y. Lörtscher
<b>PSI</b>	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen/AG	Ch. Wernli, M. Boschung, Dr. J. Eikenberg, Dr. Ch. Schuler, J. Hitz, G. Butterweck, R. Habegger
<b>Suva</b>	Bereich Physik, Abt. Arbeitssicherheit	Luzern	Dr. M. Hammans, R. Grunder, F. Danini
<b>Uni-BE</b>	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umwelt-physik, Universität	Bern	Prof. Th. Stocker, Prof. Dr. H. Loosli, R. Fischer, M. Möll, Dr. R. Purtschert, U. Schotterer, H. Bürki, V. Oberteufer

## 2 Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

<b>AG</b>	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14 5000 Aarau	<b>Dr. P. Grütter,</b> Dr. Claudine Bajo
<b>BE</b>	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, Postfach 3000 Bern	<b>Dr. O. Deflorin,</b> Dr. U. Vögeli
<b>BL</b>	Kantonales Laboratorium Hammerstr. 25 , 4410 Liestal	<b>Dr. N. Jäggi,</b> Peter Wenk
<b>BS</b>	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach 4012 Basel	<b>Dr. Urs. P. Buxtorf,</b> Dr. Markus Zehringer
<b>FR</b>	Laboratoire Cantonal Ch. du Musée 15, 1700 Fribourg	<b>Dr. J.-M. Pasquier,</b> Dr. M. Cosandey
<b>GE</b>	Service de la protection de la consommation Case postale 76 1211 Genève 4 Plainpalais	<b>Dr. O. Zali,</b> Dr. André Cominoli
<b>GR</b>	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit, Bereich Lebensmittelsicherheit , Planaterrastr. 11, 7001 Chur	<b>Dr. D. Imhof,</b> U. Ackermann
<b>JU</b>	Laboratoire Cantonal Case Postale 2345, 2800 Delémont	<b>Dr. C. Ramseier,</b> J.-J. Roth
<b>LU</b>	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonmattstr. 16, Postfach 6002 Luzern	<b>A. Tuor,</b> Dr. Th. Kaufmann
<b>NE</b>	Service de la Consommation Rue Jeanne-de-Hochberg 5, Case Postale 2001 Neuchâtel	<b>Dr. M. Treboux,</b> J.-M. Ducommun
<b>SG</b>	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle Blarerstr. 2 9001 St. Gallen	<b>Dr. H.R. Hunziker,</b> S. Hoegger
<b>SH</b>	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühletalstr. 184, Postfach 786 8201 Schaffhausen	<b>Dr. K. Seiler,</b> R. Oechslin
<b>SO</b>	Kantonale Lebensmittelkontrolle Greibenhof, Werkhofstr. 5, 4509 Solothurn	<b>Dr. P. Kohler,</b> W. Bussmann
<b>TG</b>	Kantonales Laboratorium Spannerstr. 20 , 8510 Frauenfeld	<b>Dr. Ch. Spinner,</b> A. Wehrli
<b>TI</b>	Laboratorio Cantonale Via Mirasole 22, 6500 Lugano	<b>Dr. Marco Jermini,</b> Dr. C. Valsangiacomo
<b>Ur- Kantone</b>	Laboratorium der Urkantone Postfach 363, 6440 Brunnen/SZ	<b>Dr. D. Andrey,</b> Dr. D. Herren
<b>VD</b>	Laboratoire Cantonal Case Postale 68,1006 Epalinges/VD	<b>Dr. B. Klein,</b> A. Etournaud
<b>VS</b>	Laboratoire Cantonal Rue Pré-d'Amédée 2 1950 Sion	<b>Dr. C. Thétaz,</b> E. Pfammatter
<b>ZG</b>	Amt für Lebensmittelkontrolle Postfach 262 6312 Steinhausen/ZG	<b>W. Ettel,</b> M. Rutschmann
<b>ZH</b>	Kantonales Labor Postfach 8032 Zürich	<b>Dr. R. Etter,</b> Dr. R. Gisler
<b>FL</b>	Amt für Lebensmittelkontrolle Postplatz 37, Postfach 2 FL- 9494 Schaan	<b>Dr. P. Malin</b>

### 3. 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  $\text{cm}^3$  Luft aus. 1 R entspricht  $0.0088 \text{ Joule/kg Luft}$ , d.h.  $0.0088 \text{ Gy}$  in der Luft. Beispielsweise führt eine  $100 \text{ keV}$ -Gammastrahlung, die in der Luft  $0.0088 \text{ Gy}$  erzeugt, in Gewebe zu  $0.0097 \text{ Gy}$  und im Knochenmark zu  $0.02 \text{ Gy}$ .

#### **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 betreffende 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 $E_{50}$**

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  $1 \text{ Bq}$ . 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 Aufnahmerate 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  $30 \text{ cm}$ , eine Dichte von  $1 \text{ g/cm}^3$ , und besteht zu  $76.2 \%$  aus Sauerstoff,  $11.1 \%$  aus Kohlenstoff,  $10.1 \%$  aus Wasserstoff und  $2.6 \%$  aus Stickstoff (Näherung für Weichteilgewebe).

## 4. 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 cm<sup>3</sup> 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 ambiante 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/cm<sup>3</sup> et contient 76.2% d'oxygène 11.1% de carbone, 10.1% d'hydrogène et 2.6% d'azote (approximation pour les tissus mous).