



Bundesamt
für Gesundheit

Office fédéral
de la santé publique

Ufficio federale
della sanità pubblica

Uffizi federal
da sanadad publica



Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera

Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland

2004

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

Bild: Hochvolumen-Aerosolsammler bei Oberschrot (Plaffeien) im Kanton Fribourg

Umweltradioaktivität Und Strahlendosen in der Schweiz 2004

Vorwort

Seit 1956 wird in der Schweiz die Radioaktivität der Umwelt kontinuierlich überwacht. Der Radioaktivitätsanstieg infolge der Kernwaffenversuche bewog damals den Bundesrat die Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität zu ernennen und ihr den Auftrag zu erteilen, ein entsprechendes Überwachungsnetz zu betreiben und regelmässig über das Ergebnis der Messungen zu berichten. Ziel dieser Kontrollen war und ist es, sicherzustellen, dass die Bevölkerung keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt ist. Überwacht werden Luft, Niederschläge, Boden und Pflanzen, das aquatische Milieu, Lebensmittel, die externen Strahlendosen, die Radioaktivität im menschlichen Körper und – in Zusammenarbeit mit den Kantonen – Radon im Hausinnern sowie die Umgebung von Kernanlagen und Betrieben. 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.

Seit 1986 ist diese Überwachung der ionisierende Strahlung und der Radioaktivität in Umwelt und Lebensmitteln eine Daueraufgabe des Bundesamtes für Gesundheit (Strahlenschutzverordnung Art. 104 bis 106). Bisher wurden die Resultate in einem gedruckten, ausführlichen Bericht veröffentlicht. Ab 2004 wird die Form der Publikation neuen Bedürfnissen angepasst: Der Bericht der Abteilung Strahlenschutz rapportiert nun über sämtliche Tätigkeiten und die Ergebnisse der Kontrollen der Abteilung und enthält auch einen Überblick über die Umweltradioaktivität und die Strahlendosen, sowohl jene der Bevölkerung, als auch diejenige der beruflich strahlenexponierten Personen. Die ausführliche Zusammenstellung der Messergebnisse wird dagegen ab 2004 nur noch

auf dem Internet publiziert (*). Zusätzlich sind auf dem Internet auch ausgewählte aktuelle Messdaten der Überwachung der Luft verfügbar.

Die durchschnittliche Jahresdosis der Bevölkerung von insgesamt 4 mSv (milli-Sievert) stammt weitgehend aus natürlichen Quellen mit den Hauptbeiträgen Radon: 1.6 mSv, terrestrische Strahlung: 0.35 mSv, kosmische Strahlung: 0.38 mSv sowie durch Radionuklide im Körper: 0.34 mSv. Aus der medizinischen Röntgendiagnostik kommt 1 mSv, aus allen übrigen künstlichen Quellen etwa 0.2 mSv. Kernkraftwerke tragen dazu weniger als ein Prozent bei. Regionale Unterschiede bei der Radioaktivität sind entweder geologisch bedingt, oder hängen mit den unterschiedlichen Ablagerungen nach den Kernwaffenversuchen bzw. nach dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammen. In Gras und Milch haben die ¹³⁷Caesium-Werte seit 1986 deutlich abgenommen. Ausser den schon früher gemeldeten erhöhten Radonkonzentrationen in einigen Wohnräumen waren die Limiten 2004 eingehalten und die Schweizer Bevölkerung - auch in Gebieten mit erhöhter ¹³⁷Caesium-Belastung oder bei extremem Konsumverhalten - keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt. Nach wie vor sind in etwa 1 bis 2 Prozent der bisher in der Schweiz untersuchten Häuser die Bewohner einer zu hohen Strahlendosis durch das natürliche Radon ausgesetzt.

Allen Laboratorien und Amtsstellen sei für ihre wertvolle Mitarbeit beim Ausführen des Messprogrammes und bei der Zusammenstellung des Berichtes herzlich gedankt.

Hansruedi Völkle, Prof. Dr. rer. nat.
Bundesamt für Gesundheit
Abteilung Strahlenschutz

(*) www.suer.ch

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse 2004

Avant Propos

Depuis 1956 la radioactivité de l'environnement en Suisse est continuellement surveillée. C'est son augmentation due aux essais nucléaires qui à l'époque avait motivé le Conseil fédéral à nommer la Commission fédérale de surveillance de la radioactivité, en la mandatant d'installer un réseau de surveillance approprié et à rapporter régulièrement les résultats des mesures. Ces mesures assurent que la population soit préservée de toute irradiation inadmissible. Les contrôles portent sur l'air, les précipitations, les végétaux, les sols, le milieu aquatique, la chaîne alimentaire, l'exposition aux rayonnements externes, la radioactivité dans le corps humain et – en collaboration avec les Cantons – le radon à l'intérieur des maisons ainsi que le voisinage des entreprises et des centrales nucléaires. La surveillance se réfère aux valeurs limites d'impact et de doses de l'ordonnance sur la radioprotection (OraP) et pour les aliments à celles de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Ces limites permettent d'exclure, en l'état des connaissances actuelles, une mise en danger de la santé de la population.

Depuis 1986 cette surveillance du rayonnement ionisants, de la radioactivité de l'environnement et des denrées alimentaires est devenue une tâche permanente de l'Office fédéral de la santé publique (Ordonnance sur la radioprotection art. 104 à 106). Jusqu'en 2003 l'ensemble des résultats a été publié dans un rapport imprimé. Depuis 2004 une nouvelle forme de publication, mieux adaptée aux besoins, a été choisie. Le rapport de la Division de radioprotection rend compte maintenant à la fois des activités de la division et des résultats de ses contrôles. Il contiendra également un aperçu de la radioactivité de l'environnement et des doses d'irradiation, soit celles du public, soit celles des personnes professionnellement exposées aux rayonnements. Le rapport détaillé qui contient l'ensemble des résultats de mesures ne

sera publié que sur l'Internet (*). Celui-ci donnera également accès à un extrait de données actuelles de la radioactivité de l'air.

La dose annuelle de la population suisse, estimée en moyenne à 4 mSv (milli-Sievert), provient essentiellement des sources d'origine naturelle: radon 1.6 mSv, exposition terrestre 0.35 mSv, rayonnement cosmique: 0.38 mSv et radionucléides naturels dans le corps: 0.34 mSv. Le diagnostic aux rayons X en médecine ajoute 1 mSv et l'ensemble des autres sources artificielles 0.2 mSv. Les centrales nucléaires y contribuent à moins d'un pour-cent. Les différences régionales sont d'une part liées aux caractéristiques géologiques et d'autre part aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques ou de celles de l'accident de Tchernobyl. Les valeurs de ¹³⁷Césium dans l'herbe et le lait ont nettement diminuées depuis 1986. Mis à part les valeurs accrues de radon dans certaines habitations les limites de doses ont été respectées en 2004 et la population suisse n'a pas été exposée à des doses d'irradiation inadmissibles. Ceci est valable également pour les régions avec des concentrations de ¹³⁷Césium accrues ou pour des personnes ayant un comportement extrêmement pénalisant du point de vue de l'alimentation. Par contre, dans près de 1 à 2 pour cent des maisons suisses déjà sondées, les habitants sont exposés à une dose de rayonnement trop élevée en raison du gaz radon d'origine naturelle.

Nous remercions tous les offices et laboratoires pour leur précieuse collaboration au programme de mesure et à l'élaboration de ce rapport.

Hansruedi Völkle, Prof. Dr. ès sc.
Office fédéral de la santé publique
Division de Radioprotection

(*) www.suer.ch

INHALTSVERZEICHNIS - TABLE DES MATIÈRES - INDICE

- Beteiligte Stellen und Laboratorien
- Organismes et laboratoires participants
- Istituti e laboratori partecipanti

1. Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz

2. Radon (nur internet Link)

3. Externe Strahlung

- 3.1. Mesures in situ et exposition externe
- 3.2. Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM
- 3.3. Aeroradiometrische Messungen

4. Umwelt

- 4.1. Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières; et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets
- 4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen
- 4.3. Radioactivité du sol et de l'herbe
- 4.4. Quell-, Grund- und Sickerwässer

5. Lebensmittel

- 5.1. Radioaktivität in den Lebensmitteln

6. Menschlicher Körper

- 6.1. Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2004
- 6.2. Mesures de ⁹⁰Sr dans les vertèbres et les dents de lait

7. Messungen von Spezialnukliden

- 7.1. Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85
- 7.2. Kohlenstoff-14-Konzentration in der Atmosphäre
- 7.3. Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

8. Überwachung der Kernanlagen und Forschungszentren: Emissionen und Immissionen

- 8.1. Emission aus den Kernanlagen
- 8.2. Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen
- 8.3. Les installations nucléaires et l'environnement
- 8.4. Rejets environnement du CERN
- 8.5. Environnement du CERN (mesures OFSP)

9. Industrien und Spitäler

- 9.1. Emissionen der Betriebe
- 9.2. Emissionen der Spitäler

Unités

Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung
Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

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

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

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 durch den Bundesrat. Überwacht wurde zuerst der radioaktive Ausfall der Kernwaffenversuche; später trat die Überwachung von Kernanlagen, sowie Betrieben und Spitälern, die Radionuklide verwenden, in den Vordergrund. 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 Berichten 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-Richtgrenze) 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).

1.3 Grundsätze der Überwachung

Die Anforderungen für ein Messprogramm hängen von der Zielsetzung ab. Ein **Monitoringprogramm** soll in erster Linie feststellen, ob vorgegebene Immissionsgrenzwerte eingehalten sind. Eine "verdachtsorientierte" Stichprobenerhebung dort wo mit den grössten Immissionen bzw. den grössten radiologischen Auswirkung gerechnet wird, genügt meist dieser Zielsetzung. 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 werden als beim Monitoringprogramm, damit daraus die Strahlendosen hergeleitet werden können. **Wissenschaftliche Programme** dienen der Überprüfung radioökologischer Modelle und der Bestimmung von Modellparametern. Hier sind statistische Gesichtspunkte bei der Wahl der Proben zu berücksichtigen und die Messempfindlichkeit soll die Verifikation der dem Modell zugrundegelegten Hypothesen ermöglichen bzw. die Bestimmung der Modellparameter.

Die Radioaktivitätsüberwachung hat folgende **Ziele**:

- 1) *Verfolgen der grossräumig verbreiteten, natürlichen und künstlichen Radioaktivität um Veränderungen, Akkumulationen und Trends frühzeitig zu erkennen;*
- 2) *die Überwachung der Umgebung von Kernanlagen und Betrieben, die radioaktive Stoffe verwenden;*

3) die Ermittlung der Strahlendosen der Bevölkerung und ihrer zeitlichen und räumlichen Variationen.

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

- 1) Menge und Zusammensetzung der Emissionen bei Normalbetrieb und Störfällen;
- 2) Ausbreitungsbedingungen in Luft und Wasser, Transportvorgänge in der Umwelt;
- 3) Geländestruktur,
- 4) Bevölkerungsverteilung,
- 5) Erzeugte landwirtschaftliche Produkte.

Die folgenden Kriterien sind bei der Auswahl der Probenahme- und Messverfahren zu berücksichtigen:

- 1) **Empfindlichkeit** des Verfahrens; daraus leiten sich die erforderlichen Nachweisgrenzen ab;
- 2) **Spezifität** des Verfahren bezüglich bestimmter Nuklide oder Emissionspfade;
- 3) **Unterscheidbarkeit** zwischen Immissionen eines Betriebes und einer Vorbelastung aus einer anderen Immissionsquelle, bzw. durch den natürlichen Untergrund;
- 4) **Räumliches oder zeitliches** Auflösungsvermögen (etwa Stunden-, Tages-, Monats- oder Jahreswerte; oder: Milch einer Kuh, eines Hofes, eines Dorfes oder einer Region);
- 5) **Aufwand**: Kosten, erforderliche Qualifikation der Mitarbeiter;
- 6) **Ortsfeste oder mobile** Probenahme- oder Messstellen (erstere zur Erfassung langfristiger Veränderungen und Einflüsse an einer Stelle, letztere bei Stör- und Unfällen entsprechend den momentanen Ausbreitungsbedingungen);
- 7) **Schnelligkeit** einer Probenahme- oder Messmethode;
- 8) Bedarf an **vor-Ort-Messungen** (z.B. durch automatische Überwachungsnetze mit Datenfernübertragung wie NADAM, MADUK oder RADAIR).

1.4 Organisation und Zusammenarbeit

Die Organisation und die nationale Zusammenarbeit erfolgt nach folgenden Grundsätzen:

- 1) Vorhandene fachliche Kompetenz und Messkapazität, sowie gemeinsame Interessen und Synergien ausnutzen (s. Tab. 2);

2) Zusammenarbeit mit allen Stellen beim Bund, den Hochschulen, Forschungsinstituten, die entsprechende Kompetenzen und Messkapazität haben;

3) Regeln der Zusammenarbeit in Verträgen, Übereinkommen und Abmachungen;

4) Koordination des Messprogrammes durch das Bundesamt für Gesundheit: Festlegen des Überwachungsprogrammes, Sammeln, Auswerten und Veröffentlichen der Daten [1], Veranlassen von Massnahmen im Bedarfsfall;

5) Regelmässige Meldung der Daten durch die Laboratorien,

6) Sofortige Meldung von erhöhten Messwerten, Überschreitung von Immissions-, Toleranz- oder Grenzwerten;

7) Bereitstellen einer nationalen, elektronischen Datenbank zur Erfassung aller Daten;

8) Anwendung von Zertifizierung und Akkreditierung als QM-Massnahmen (s. Kap. 1.5);

9) 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 Analysergebnisse und der daraus gewonnen 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:

- 1) Die «Produkte» (Berichte, Publikationen, Auskunftsmöglichkeiten) sind bekannt,
- 2) Die «Kunden» wissen, dass eine umfassende Überwachung durch kompetente und neutrale

Stellen durchgeführt wird und wo sie Auskünfte über Radioaktivität und Strahlung erhalten;

- 3) *die beteiligten Laboratorien sind akkreditiert und liefern glaubwürdige Resultate;*
- 4) *die Daten werden fristgerecht gesammelt, verarbeitet interpretiert und veröffentlicht;*
- 5) *bei erhöhten Messwerten oder Ereignissen mit Radioaktivität wird rasch gehandelt.*

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

- 1) *Einhaltung des Überwachungsprogrammes,*
- 2) *fristgerechte Erfassung und Veröffentlichung der Daten,*
- 3) *Brauchbarkeit und Glaubwürdigkeit der Daten,*
- 4) *Öffentlichkeit und Medien nutzen die Auskunftsmöglichkeiten beim BAG und den Zugang zu den 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 eine staatliche Stelle erteilt, in der Schweiz beispielsweise durch das Bundesamt für Messwesen und Akkreditierung METAS (<http://www.metas.ch>).

- 1) *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 Anaylsen dokumentiert;*
- 2) *Sie gibt klare Regelungen im Bezug auf die Zuständigkeit, Rechte und Pflichten der Mitarbeiter;*
- 3) *Alle Verfahren und Abläufe (Prozesse) sind eindeutig festgelegt;*
- 4) *Aufgrund der geregelten Dokumentation können Daten und Informationen schneller aufgefunden werden;*
- 5) *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;*
- 6) *Sie ermöglicht durch Optimierung der Abläufe einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess;*

- 7) *Sie ermöglicht eine bessere Kompatibilität mit Regelwerken und Normen;*
- 8) *Sie fördert die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse, die internationale Anerkennung und Vergleichbarkeit der Verfahren und Resultate sowie die juristische Belastbarkeit der Befunde;*
- 9) *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 soll Ende 2005 operationelle sein. Deren wichtigsten Grundsätze sind die folgenden:

- 1) *Verarbeitete Daten: Lebensmittel, Gras, Boden, Luft, Regen, Wasser;*
- 2) *Beteiligte Laboratorien: SUER, Labor Spiez, IRA, EAWAG, PSI, Kantonale Laboratorien,*
- 3) *Grundsatz: Alle Daten werden in einer zentralen Datenbank erfassen,*
- 4) *Die Datenübermittlung soll beschleunigt werden dies erlaubt im Bedarfsfall schnelle handeln zu können;;*
- 5) *Es sollen im Normalfall wie im Ereignisfall die gleichen Datenwege benutzt werden;*
- 6) *Alle beteiligten Labors haben Zugriff zu den Daten;*
- 7) *Die Archivierung und Sicherung der Daten soll garantiert werden;*
- 8) *Ständiger Datenaustausch mit der NAZ.*

1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen

- 1) **SUER:** Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, CH-1700 Fribourg
- 2) **RADAIR:** Automatisches Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft: 11 Alpha-Beta-Monitore, 2 Jod-Monitore, 1 nuklidspezifischer Monitor
- 3) **Uni BE:** Physikalisches Institut, Abteilung Klima- und Umweltp Physik Universität Bern
- 4) **ETH-Z:** Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik der Eidg. Technischen Hochschule Zürich

- 5) **IRA**: Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne
- 6) **Labor Spiez**: Fachsektion Physik, Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz (BABS), VBS, Spiez
- 7) **EAWAG**: Gruppe Radioaktive Tracer, Abt. SURF der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf
- 8) Institut **Forel**: Universität Genf, Versoix
- 9) **CHYN**: Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg
- 10) **Kantonale Laboratorien**: Kantonale Lebensmittelkontrolle
- 11) **PSI**: Abteilung Strahlenschutz, Sicherheit und Entsorgung, Paul Scherrer Institut, Villigen-PSI
- 12) **NAZ**: Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS, VBS, Zürich
- 13) **NADAM**: Automatisches nationales Dosiswarnnetz bestehend aus 58 Stationen
- 14) **HSK**: Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen-PSI
- 15) **MADUK**: Automatisches Dosiswarnnetz für die Umgebung der Kernanlagen, bestehend aus je 12 bis 18 Stationen pro Kernkraftwerk
- 16) **Kantonsspital BS**, Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital Basel-Stadt
- 17) **Kantonsspital GE**, Division den médecine nucléaire, Hôpital Universitaire Cantonal Genève
- 18) **Suva**: Bereich Physik, Abteilung Arbeitssicherheit, Suva, Luzern
- 19) **BAG-SAB**: Sektion Aufsicht und Bewilligungen, Bundesamt für Gesundheit, Bern
- 20) **BAG-FRn**: Sektion Radon, Bundesamt für Gesundheit, Bern

1.8 Quellenangaben

- [1] Jahresberichte des BAG: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz: <http://www.bag.admin.ch/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>
- [2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz (StSG) vom 22. März 1991: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_50.html und Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22. Juni 1994: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_501.html
- [3] Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV): http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html
- [4] Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt; BMU Bonn, Gustav Fischer-Verlag
- [5] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Nov. 1990-92
- [5a] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Februar 1997: <http://www.eml.doe.gov/publications/procman>
- [6] Fachverband für Strahlenschutz: Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität; Lose-Blatt-Sammlung: Grundsätze, Messprogramme, Empfehlungen zur Probenahme und Messung; Nachweisgrenzen, Berichterstattung etc.: <http://www.fs.fzk.de/arbkreise/aku/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]

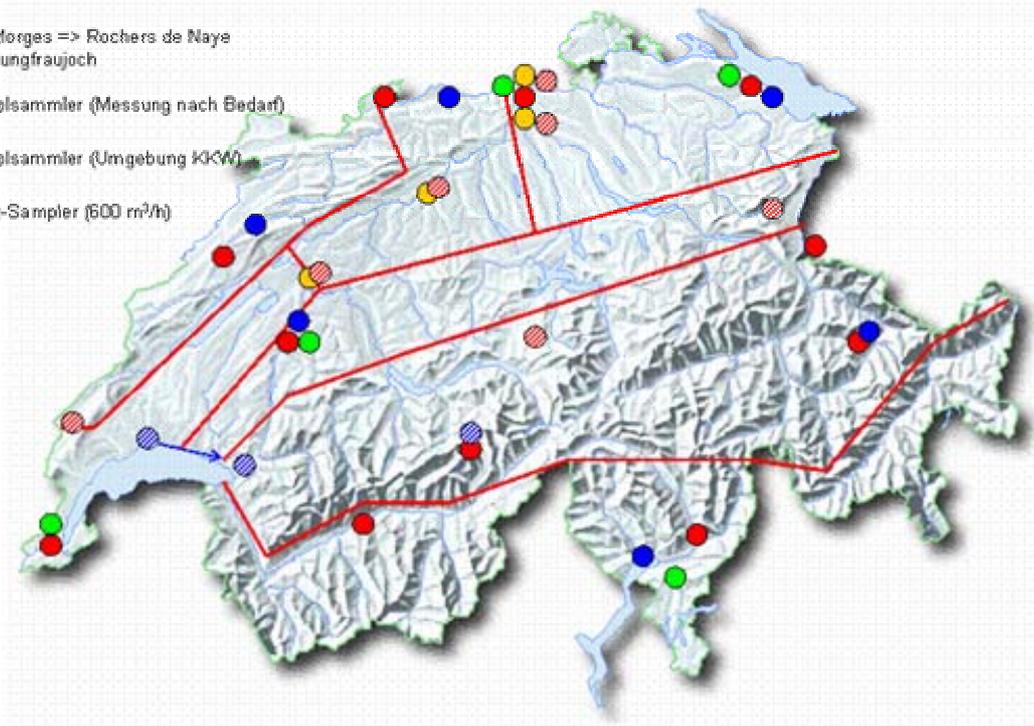
| Radionuklid bzw. Radionuklid- gruppe | Toleranzwert Bq/kg | Grenzwert Bq/kg | | | |
|--|-----------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------------|---|
| | alle Lebensmittel | Lebensmittel allgemein | flüssige Lebensmittel | Säuglings- anfangs-nahrung | 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 Alphastrahle (z.B. ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am) | 0.1 | 80 | 20 | 1 | 800 |
| Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen: • Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U | --- | 50 | 10 | 10 | 500 |
| • Gruppe II: ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³¹ Pa | --- | 5 (**) | 1 | 1 | 50 |
| Übrige Radionuklide (z.B. ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, jedoch ohne ⁴⁰ K) | 10 (*) | 1'250 | 1'000 | 400 | 12'500 |

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg
(Gilt für die Summe von ¹³⁴Cs und ¹³⁷Cs)

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

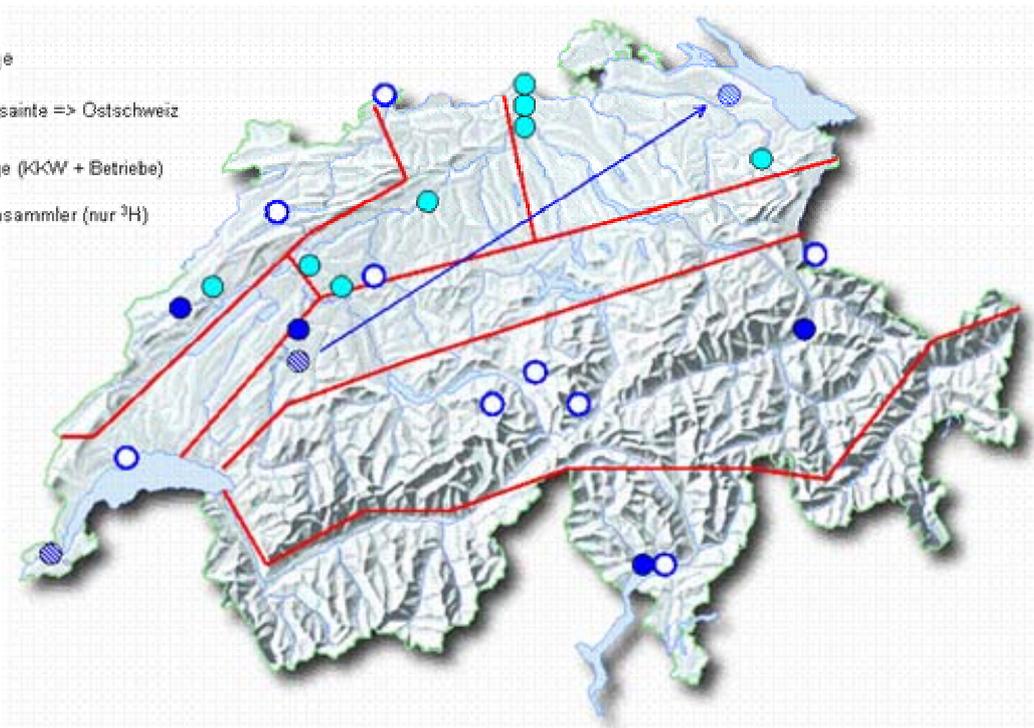
Umweltradioaktivität: Überwachung der Luft

- RADAIR ● Variante 1: Ergänzung Umgebung KKW
- Variante 2: Morges => Rochers de Nays
Variante 3: Jungfrauoch
- kleine Aerosolsammler (Messung nach Bedarf)
- kleine Aerosolsammler (Umgebung KKW)
- High-Volume-Sampler (600 m³/h)



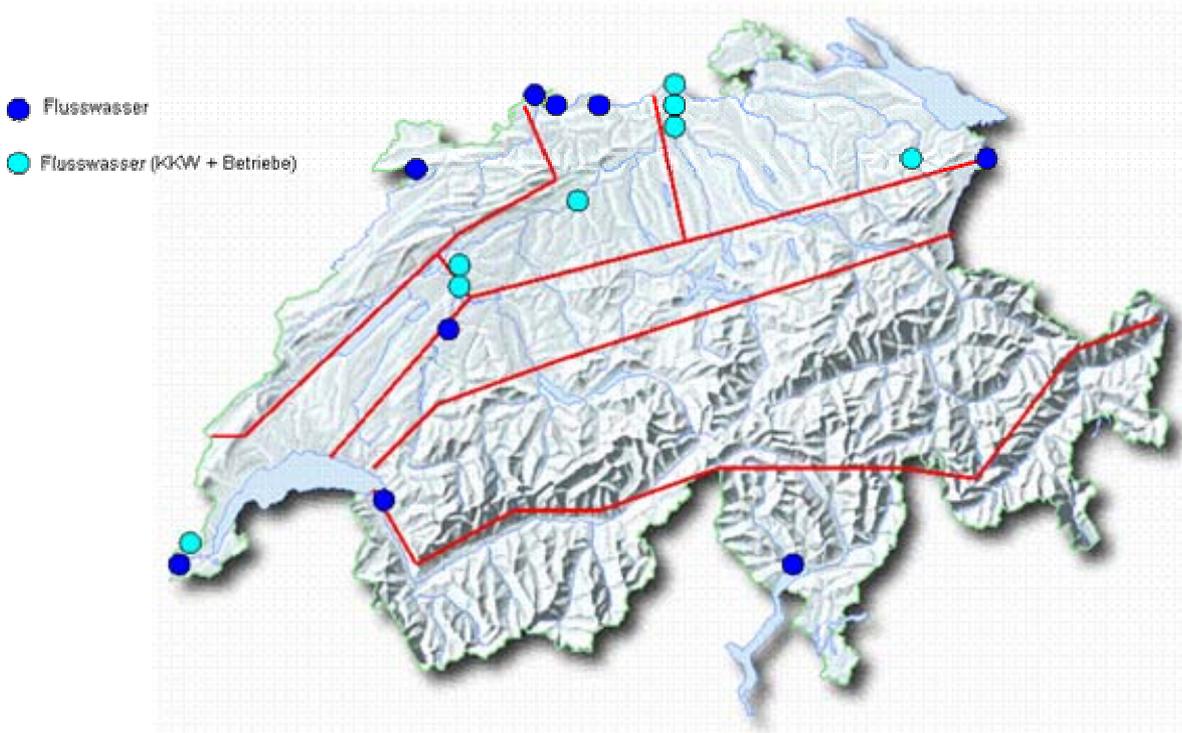
Umweltradioaktivität: Überwachung der Niederschläge

- Niederschläge
- Variante: Valsainte => Ostschweiz
- Niederschläge (KKW + Betriebe)
- Kleine Regensammler (nur ³H)

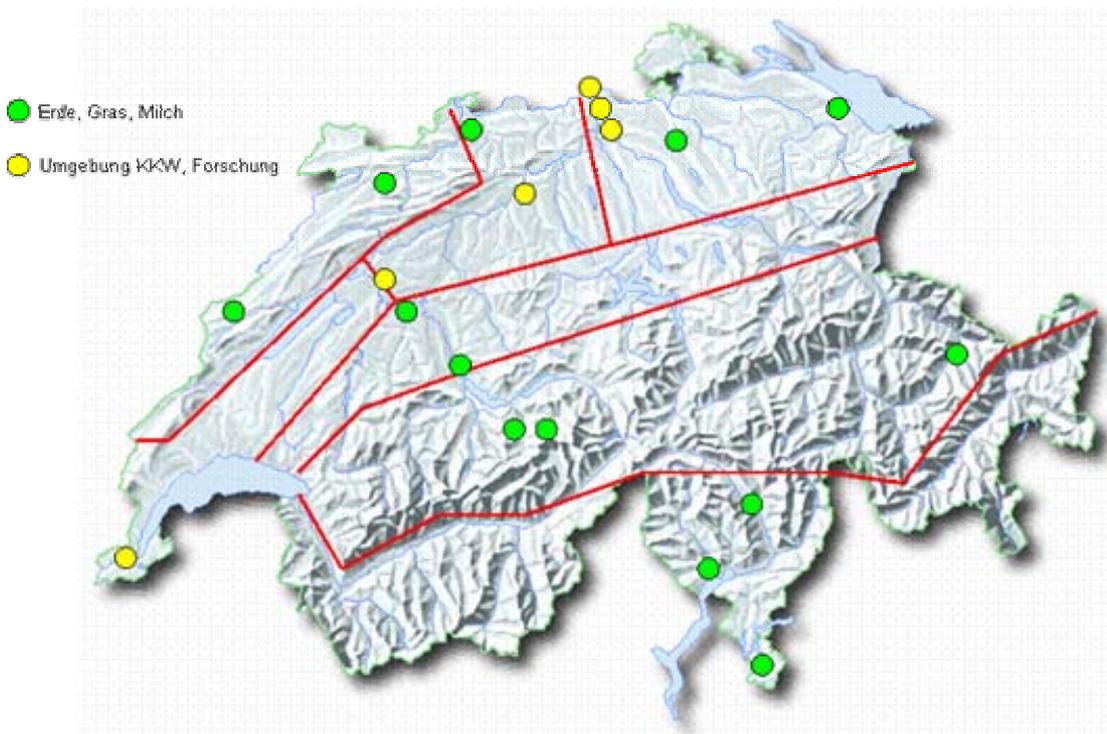


Figur 1
Überwachungsprogramme Luft und Niederschläge mit Ergänzungsvarianten

Umweltradioaktivität: Überwachung der Gewässer



Überwachung der Umweltradioaktivität: Erde – Gras – Milch



Figur 2
Überwachungsprogramme Flüsse und Erde-Gras-Milch mit Ergänzungsvarianten

Tabelle 2
Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

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

¹⁾ ...¹⁹⁾ Liste der Abkürzungen s. Seite 1.4

Tabelle 3
Das Messprogramm im Überblick

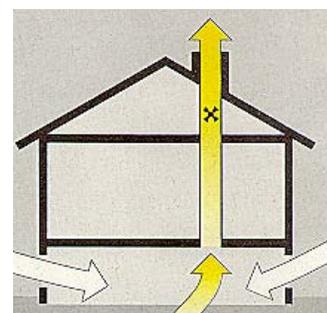
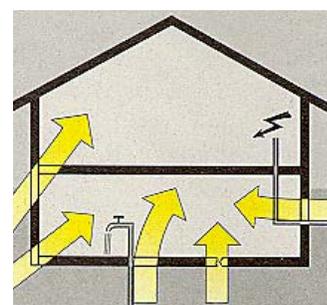
| Expositions- pfade | Probenahmestellen | Proben und Messung |
|---|---|---|
| Ortsdosen (externe Gamma- Strahlung) | <ul style="list-style-type: none"> - automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK - TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN) | <ul style="list-style-type: none"> - NADAM: 58 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) - MADUK: je 12-18 Stellen Betrieb durch die HSK - TLD (γ-Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN) |
| in-situ- Messung | <ul style="list-style-type: none"> - Umgebung der Kernanlagen - ganze Schweiz nach speziellem Programm | <ul style="list-style-type: none"> - direkte vor-Ort-Messung des γ-Spektrums - Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis |
| Luft | <ul style="list-style-type: none"> - 12 Aerosolsammler: ca. 40 m³/h - 5 High-Volume-Sampler: ca. 700 m³/h - RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung siehe auch: [8] - ⁸⁵Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrauoch | <ul style="list-style-type: none"> - Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ-Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs: 1 μBq/m³ bzw. 0.1 μBq/m³ - RADAIR: 11 Stationen α/β-Messung (FHT-59S), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1) |
| Nieder- schläge | <ul style="list-style-type: none"> - Regensammlerstationen an 9 Standorten inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien | <ul style="list-style-type: none"> - Regensammler mit Trichtern von 1 m² Fläche, wöchentlich γ-Spektrometrie der Rückstand; Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe) - An 12 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte. |
| aquatisches Milieu | <ul style="list-style-type: none"> - Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW - bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen | <ul style="list-style-type: none"> - γ- und α-Spektrometrie - Tritium-Messung |
| Erde | <ul style="list-style-type: none"> - 30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite - inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN | <ul style="list-style-type: none"> - Erdschicht 0-5 cm für ⁹⁰Sr-Bestimmung und γ-Spektrometrie und z.T. α-Spektrometrie |
| Bewuchs (Gras, Pflanzen) | <ul style="list-style-type: none"> - gleiche Stellen wie Erdboden - Baumblätter aus Umgebung KKW, Kehrichtverbrennungsanlage Basel und Referenzstation | <ul style="list-style-type: none"> - Gras zweimal jährlich; γ-Spektrometrie und ⁹⁰Sr - Bäumblätter ¹⁴C-Bestimmung (jährlich) |
| Milch | gleiche Regionen wie Erde und Gras | <ul style="list-style-type: none"> - γ-Spektrometrie und ⁹⁰Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben |
| andere Lebensmittel | <ul style="list-style-type: none"> - Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW - Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc. | <ul style="list-style-type: none"> - γ-Spektrometrie - ⁹⁰Sr-Bestimmung |
| menschlicher Körper | <ul style="list-style-type: none"> - Schulklassen Genf und Basel - Mitarbeiter PSI - Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden | <ul style="list-style-type: none"> - Ganzkörpermessungen in den Spitälern Basel und Genf und am PSI - ⁹⁰Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen |
| Emissionen von KKW, Betrieben etc. | <ul style="list-style-type: none"> - Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc. - Kläranlagen der Agglomerationen - Sickerwässer von Deponien | <ul style="list-style-type: none"> - Ablufilter, Abgas etc. - Abwässer aus Spitälern, Deponien, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen - γ-, α- und ⁹⁰Sr-Messung |



BAG OFSP UFSP FOPH

RADON Jahresbericht 2004

RADON rapport annuel 2004



Team

Gfeller Walther, Primarlehrer
Gruson Martha, Geographin
Horváth Sándor, Sozialwissenschaftler
Pedrelli Livio, Ingenieur
Piller Georges, Physiker, Fachstellenleiter
Roserens Georges-André, Ingenieur, Stv. Fachstellenleiter

Kontakt

Bundesamt für Gesundheit
Abteilung Strahlenschutz
Sektion Radon
CH-3003 Bern
Schweiz

Tel +41 (0)31 324 68 80
Fax +41 (0)31 322 83 83
Email radon@bag.admin.ch
Web www.ch-radon.ch

Zusammenfassung

Das radioaktive Edelgas Radon verursacht in der Schweiz jährlich 200 bis 300 Lungenkrebstote. Es ist von der WHO als erwiesenermassen krebserregend eingestuft und wird auch auf europäischer Ebene sehr ernst genommen.

1994 wurde in der Schweiz das Strahlenschutzgesetz und die Strahlenschutzverordnung in Kraft gesetzt. Diese Erlasse stützen sich auf Erkenntnisse der Internationalen Strahlenschutzkommission und setzen deren Empfehlung ICRP-60 um. Im Bereich Radon haben Bund und Kantone folgende Kompetenzverteilung umgesetzt:

Die Aufgaben des Bundes werden vom Bundesamt für Gesundheit wahrgenommen und umfassen:

- Öffentlichkeit über die Radonproblematik informieren
- Kantone, Hauseigentümer und weitere Interessierte beraten
- Messempfehlungen erarbeiten und zusammen mit den Kantonen Messkampagnen durchführen
- Untersuchungen über die Herkunft und Wirkung von Radon durchführen
- Auswirkungen von Massnahmen evaluieren
- Ausbildungskurse durchführen
- Messstellen anerkennen

Zu den Aufgaben der Kantone gehören:

- Genügend Radon-Messungen durchführen
- Radongebiete bestimmen (bis 30.9.2004) und anpassen
- Einsicht in die Pläne der Radongebiete ermöglichen
- Bauvorschriften erlassen
- Nach Beendigung der Bauarbeiten stichprobenweise Radon messen
- Genügend Messungen in öffentlichen Gebäuden in Radongebieten durchführen
- Erforderliche Massnahmen zum Schutz Betroffener anordnen
- Messungen auf Gesuch von Betroffenen anordnen

Die Amtsleitung des Bundesamts für Gesundheit hat die "Halbzeit des Radon-Programms" zum Anlass genommen, den Vollzug und die Wirksamkeit des Programms durch eine externe Evaluation beurteilen zu lassen. Der vollständige Bericht in Deutsch sowie eine Zusammenfassung in Deutsch, Französisch, Italienisch und Englisch sind auf dem Internet verfügbar:

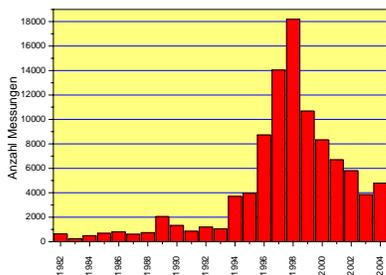
<http://www.bag.admin.ch/cce/studien/strahlen/d/index.htm>

Die Studie zeigt klar die Relevanz der Radonproblematik. Die Fortschritte bei der Behebung des Radonproblems werden gewürdigt. Insbesondere wurde eine wichtige Etappe, nämlich das Erstellen der Radonkarte, fristgerecht abgeschlossen. In Bezug auf die Umsetzung sind die durchgeführten Massnahmen sowie die Akteurzusammenarbeit quantitativ und qualitativ als gut zu bezeichnen. Das Programm weist jedoch konzeptionelle Schwächen auf. Insbesondere sind die Ziele zu wenig verbindlich festgelegt, die Verantwortlichkeiten zwischen Bund und Kantonen nicht abschliessend geklärt, und es fehlt eine zielorientierte Umsetzungsstrategie. Auf dieser Basis ist nicht zu erwarten, dass die für 2014 gesetzten Ziele erreicht werden können.

Das BAG setzt sich nun mit den Empfehlungen auseinander und erarbeitet einen strategischen Massnahmenplan, damit die Ziele möglichst fristgerecht erreicht werden können. Insbesondere liegen bei der Risikobeurteilung von Radon neue Erkenntnisse vor, die es zu berücksichtigen gilt. Zu diesem Zweck wird unter anderem die Öffentlichkeitsarbeit verstärkt. Das Vorgehen des BAG wird mit den Kantonen abgesprochen.

Messungen

Die Erstellung des Radonkatasters wurde Ende September 2004 termingerecht abgeschlossen. In den meisten Gemeinden wurden Messungen durchgeführt, einige Gemeinden wurden ohne Messungen vom jeweiligen Kanton eingestuft. Die Anzahl durchgeführter Kampagnen und somit der Messungen nimmt seit 1998 kontinuierlich ab (Figur 1). Toutefois, on constate une augmentation du nombre de mesures entre 2003 et 2004, notamment grâce à une campagne de mesures systématiques réalisée à Biasca dans le canton du Tessin. Auch in diesem Jahr wurden also zahlreiche neue Messungen in die Datenbank aufgenommen.



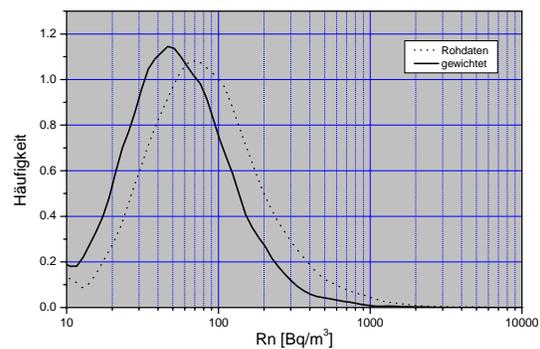
Figur 1: Anzahl Messungen pro Jahr

Die schweizerische Radon-Datenbank enthält zurzeit Daten aus rund 55'000 Häusern und mehr als 101'000 Messwerten, wovon rund 60'000 aus Messungen in bewohnten Räumen stammen.

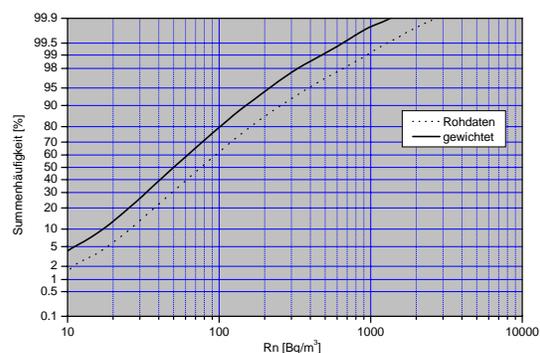
Verteilungen

Die Messungen im Wohnbereich vermitteln ein gutes Bild der Radonexposition. Da die Kriterien für die Wahl der Häuser eher auf hohe Konzentrationen zielen, ist die Verteilung der Messwerte für die Bevölkerung aber nicht repräsentativ. Eine repräsentative Verteilung erhält man nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung (Figur 2). Das gewichtete arithmetische Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen beträgt 75 Bq/m^3 .

Aus der repräsentativen Summenhäufigkeitsverteilung (Figur 3) lässt sich abschätzen, dass ca. 1 bis 2 Prozent der Bevölkerung (also 70'000 bis 140'000 Personen) in Konzentrationen über 400 Bq/m^3 leben; etwa 0,2 Prozent (also ca. 14'000 Personen) in Konzentrationen über 1000 Bq/m^3 . Denn in einigen tausend Häusern der Schweiz ist der Grenzwert für die Radongaskonzentration überschritten.

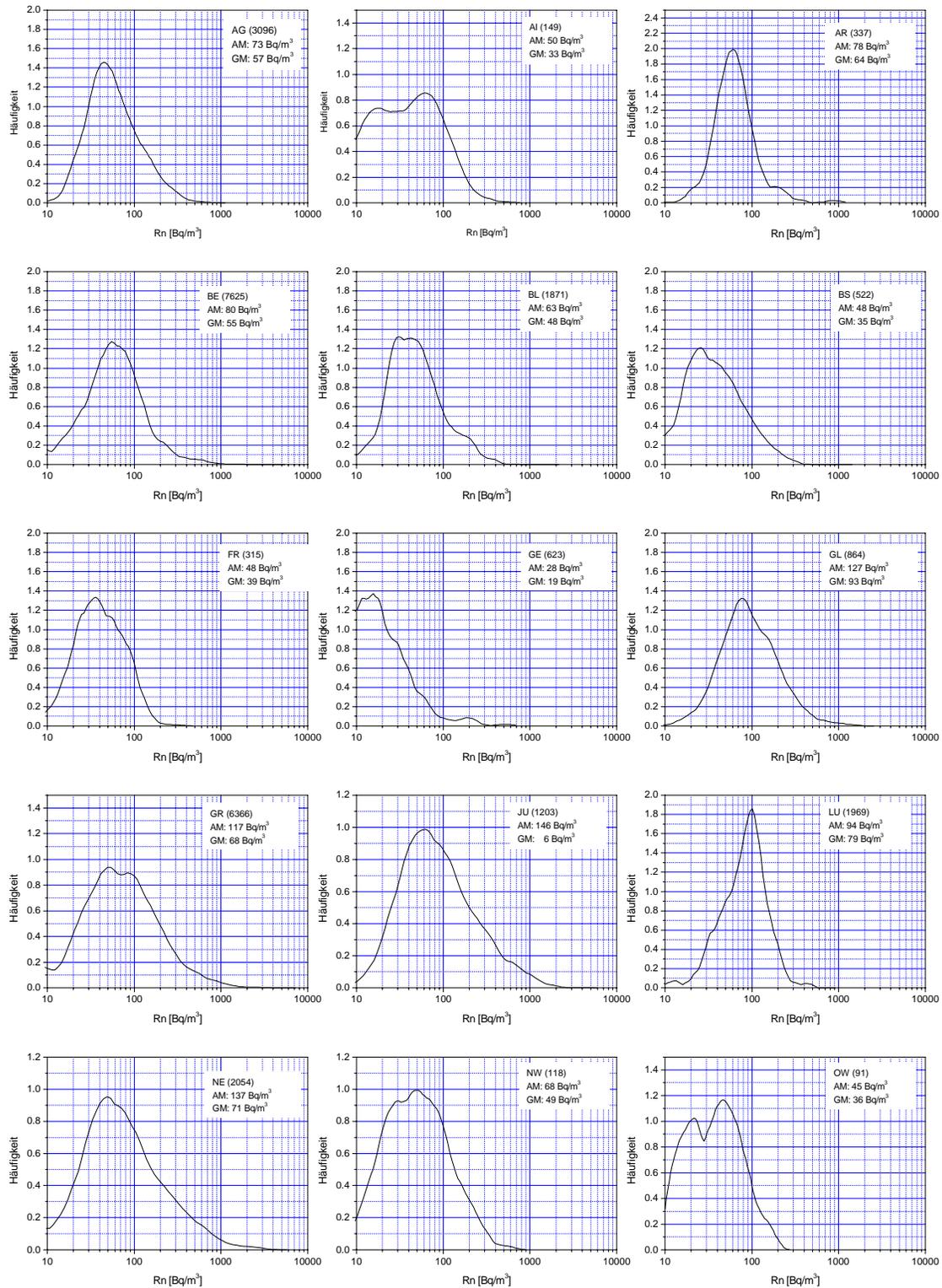


Figur 2: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

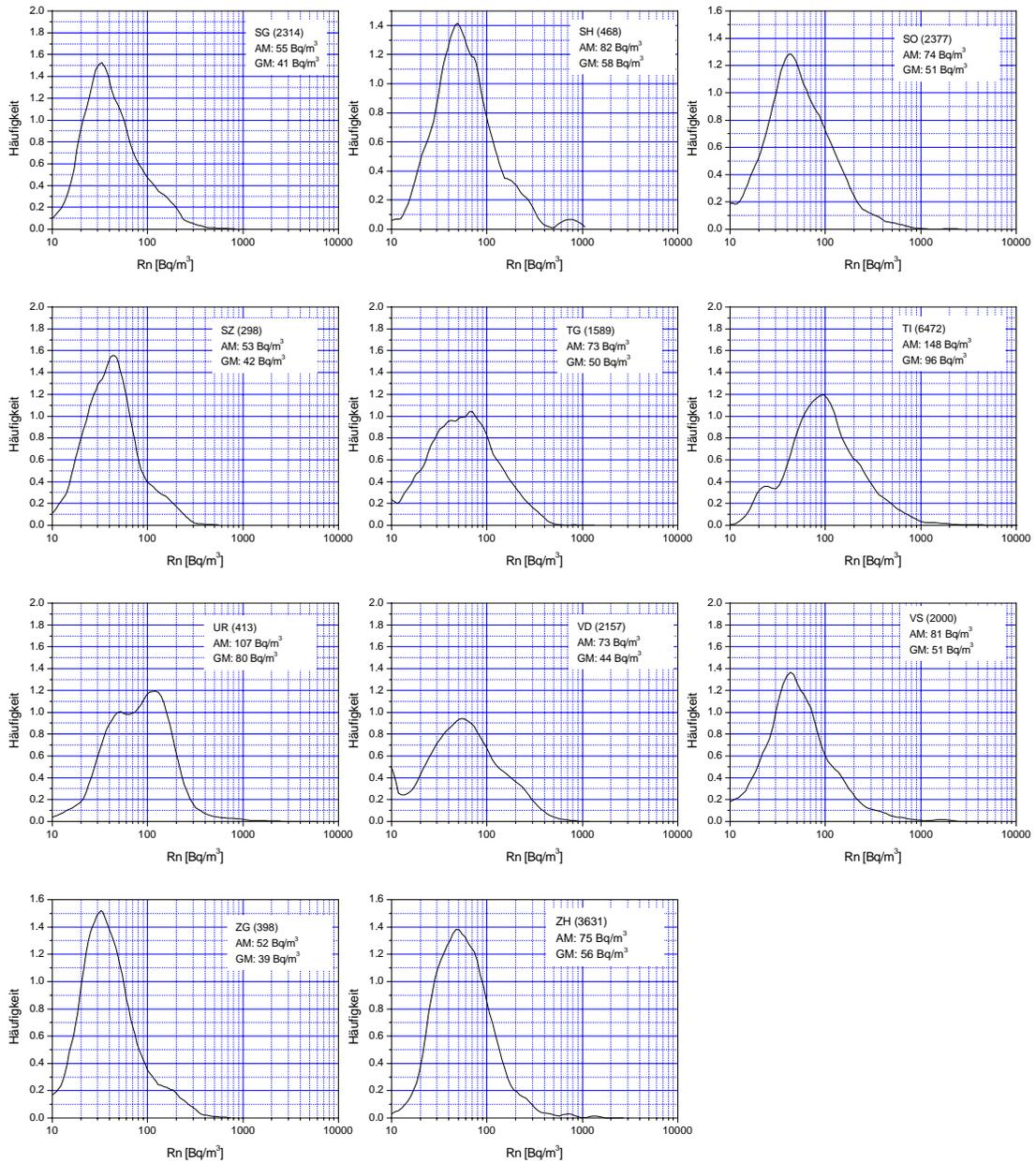


Figur 3: Summenhäufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

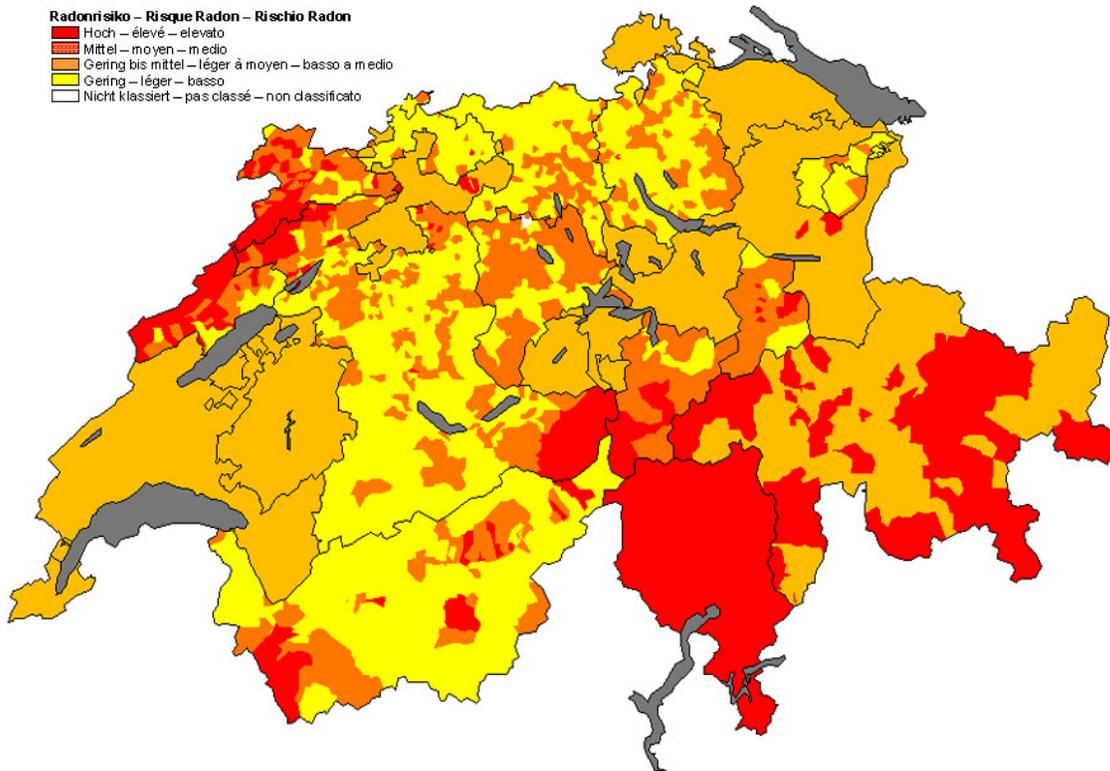
Die gleichen Berechnungen lassen sich für die einzelnen Kantone machen. Die entsprechenden Verteilungen sind in Figur 4 dargestellt.



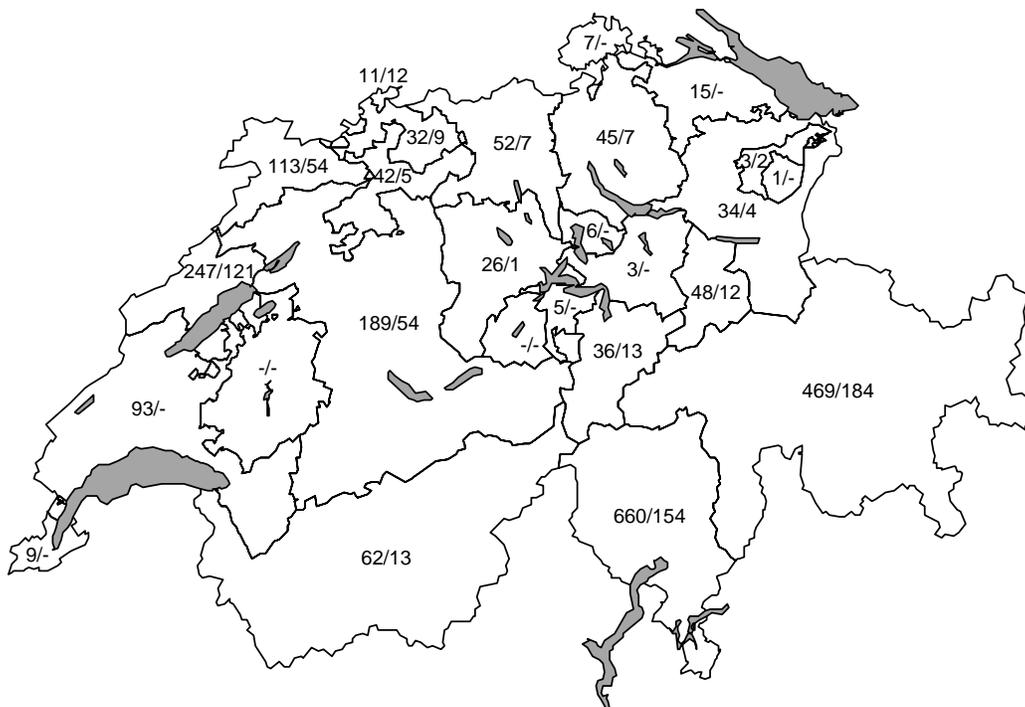
Figur 4: Gewichtete Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton. In Klammern ist die Anzahl Messungen angegeben. AM: Arithmetischer Mittelwert, GM: Geometrischer Mittelwert



Figur 4: Gewichtete Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton. In Klammern ist die Anzahl Messungen angegeben. AM: Arithmetischer Mittelwert, GM: Geometrischer Mittelwert.



Figur 5: Radonkarte der Schweiz: Stand Dezember 2004; L+T, Geostat



Figur 6: Anzahl Richt- und Grenzwertüberschreitungen nach Kanton, Stand Dezember 2004; L+T, Geostat

Radonkarte

Les cantons et l'Office fédéral de la santé publique ont décidé d'utiliser un nouveau système de cartographie pour la carte Radon, qui se base sur le risque radon. Certains cantons ont choisis une classification en 2 zones (risque léger à moyen et risque élevé) et d'autres en 3 zones (risque léger, moyen et élevé). Deux systèmes de cartographie sont ainsi regroupés en une seule carte. Une commune avec un risque radon élevé correspond à une zone à concentrations accrues en radon au sens de l'ordonnance sur la radioprotection.

Von den total 2'842 Gemeinden in der Schweiz haben die Kantone 2'841 klassiert. Die Radonkarte (Figur 5) zeigt grössere Gebiete mit erhöhter Radongaskonzentration vorwiegend in den Alpen- und Jura-Regionen. Es gibt aber auch im Mittelland vereinzelt erhöhte Konzentrationen.

Bis heute sind rund 2200 Richtwert- und 660 Grenzüberschreitungen bekannt. In Figur 6 ist die Anzahl bekannter Richtwert- und Grenzüberschreitungen nach Kanton angegeben.

Geostatistische Kartographie

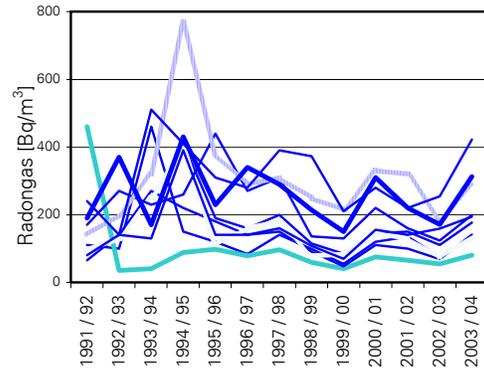
Mit der oben beschriebenen Radonkarte, die auf der Basis von Mittelwerten von Messungen im Wohnbereich auf Gemeindeebene und der Einstufung durch die Kantone erstellt wird, lassen sich lokal erhöhte Radonwerte innerhalb einer Gemeinde oder grenzüberschreitend nicht darstellen. Geostatistische Methoden erlauben räumliche Abhängigkeiten der Messpunkte zu untersuchen und darzustellen.

Solche Karten werden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Geomatik und Risikoanalyse der Universität Lausanne erstellt und können bei der Entscheidungsfindung über eine allfällige Prävention bei einem neuen Bauvorhaben oder bei einer Umnutzung behilflich sein.

Langzeitüberwachung

Im Rahmen dieses Projektes wird in einzelnen ausgewählten Häusern die Radongaskonzentration systematisch überwacht. Die älteste Datenreihe betrifft eine Siedlung mit 10 Häusern, in welchen seit dem Winter 1991/92 jeden Winter eine Messung ausgeführt wurde. Seit 1994 wird in mehreren Häusern in den Kantonen GR, ZH, NE, BE die Radonkonzentration das ganze Jahr überwacht, wobei 4-mal jährlich das Dosimeter ausgetauscht wird.

Diese Messungen geben Hinweise auf den natürlichen Schwankungsbereich der Radongaskonzentration in Wohn- und Kellerräumen. Dabei zeigt sich, dass neben jahreszeitlichen Schwankungen, welche man gut erklären kann, auch unbekannte Faktoren diese Werte beeinflussen. (vgl. frühere Jahresberichte)



Figur 7: Wintermessungen in 10 benachbarten Häusern.

Vergleichsmessung

Vom 5.–16. März 2004 fanden am Paul Scherrer Institut PSI die jährlichen Vergleichsmessungen für Radonmessgeräte statt. Insbesondere mussten die anerkannten Radonmessstellen die Qualität ihrer Messungen prüfen lassen. Der Bericht befindet sich auf www.ch-radon.ch.

Bei den Resultaten der Elektret-Langzeit-Detektoren liegen alle Einzelmessungen innerhalb der geforderten 20%. Bei den Kernspurdetektoren sind die Ergebnisse bei einem amerikanischen Dosimetertyp ungenügend herausgekommen: während die Streuung mit 8% recht klein ist, liegt der Mittelwert 35% unter dem Sollwert; bei den Blindproben (gleiche Detektoren) gar um 58%.

Die betroffene Messstelle wurde von der Liste der anerkannten Messstellen entfernt. Die betroffene Firma nahm das ungenügende Abschneiden ernst und hat einen Bericht mit Erklärungen und inzwischen gemachten Verbesserungen eingereicht, die vom BAG kritisch geprüft werden.

Bau und Sanierungen

Assainissements

Une tâche importante du service technique et d'information sur le radon est le conseil dans les cas d'assainissements. Il est réjouissant de constater que des assainissements ou des mesures préventives se réalisent sans notre intervention, grâce à notre documentation technique à l'attention des professionnels du bâtiment, des communes, cantons et propriétaires.

Si un nombre beaucoup plus élevé de bâtiments dont la concentration moyenne en radon dépasse 1000 Bq/m^3 serait connu, notre service ne pourra plus s'occuper de chaque cas, mais devrait s'adapter à la situation.

Afin de motiver les propriétaires de réaliser rapidement un assainissement, les investissements doivent être bas. Il est plus facile et meilleur marché d'intégrer ces travaux dans les transformations prévues d'un bâtiment. Un surcoût supportable pour la réduction du radon se situe entre Fr. 1000.- et 5'000.- pour les cas usuels et jusqu'à Fr. 20'000.- pour les cas difficiles.

Mesures dans les bâtiments "Minergie"

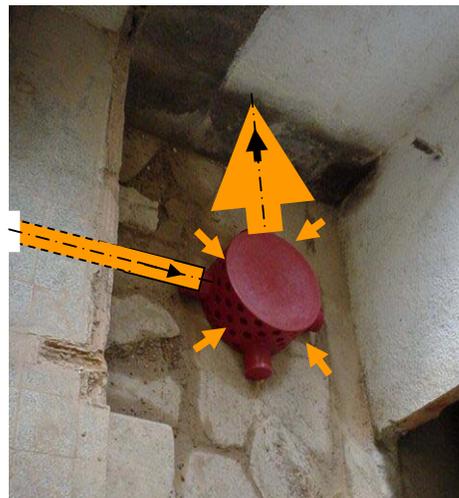
Les bâtiments à faible consommation énergétique, Minergie, Minergie Plus ou les maisons passives peuvent réserver des surprises. Il est important de contrôler en même temps que les nouveaux bâtiments, plus particulièrement ce type de construction. Le canton du Valais a effectué pendant l'hiver 2003/2004 des contrôles dans 20 bâtiments neufs et deux rénovations qui ont reçu le label "Minergie".

Dans les 20 nouvelles constructions la concentration moyenne dans les pièces habitées était de 115 Bq/m^3 et pour les locaux non habités (caves) de 400 Bq/m^3 .

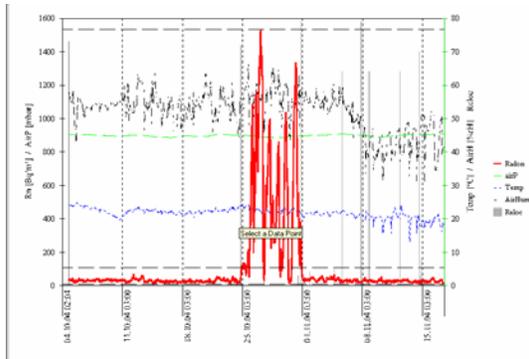
Dans un des bâtiments rénovés une concentration en radon de 1080 Bq/m^3 a été mesurée, celui-ci est actuellement contrôlé par nos soins. Dans le deuxième il s'agissait d'une place de travail avec une valeur 520 Bq/m^3 .

Exemple d'assainissement

Dans ce bâtiment des années 50, la concentration en radon mesurée par le canton dépassait la valeur limite de 1000 Bq/m^3 . Les nouveaux propriétaires ayant décidé de refaire tous les sols et d'agrandir la surface habitable nous avons proposé un système de puisard ainsi que des tubes perforés sous les sols modifiés. Environ 80% de la surface a pu ainsi être mise en dépression.



Sur la figure ci-dessous on remarque l'effet du ventilateur, dans la partie centrale du graphique le ventilateur était arrêté. Il est important de souligner encore une fois: faire de nouveaux sols (en béton) est insuffisant seul un système actif créant une dépression peut réduire à un faible niveau les concentrations en radon.



Figur 8: Effet du ventilateur sur la concentration de radon

Esempio di un risanamento nel Ticino

In una casa a schiera sono stati posati 4 dosimetri durante l'inverno 2002/3. La valutazione ha dato i seguenti risultati: al PT soggiorno 320 Bq/m³; al PC cantinino 350 Bq/m³, ripostiglio 620 Bq/m³ e in lavanderia/locale di lavoro 1150 Bq/m³. Tali valori indicano che una fonte di radon è presente all'interno dell'abitazione. Con l'accordo della proprietaria, si è deciso di proseguire nel rilevamento delle misure per determinare una soluzione possibile.

Nel mese di maggio 2004 si sono eseguite delle misurazioni di controllo nel locale lavanderia/posto di lavoro con un apparecchio α -Guard. Con finestra chiusa, i valori medi misurati si situavano attorno ai 1700 Bq/m³ (con punta di 2700 Bq/m³) mentre con la finestra aperta si sono ottenuti ca 600 Bq/m³.



Istallazione provvisoria, Vista frontale

Durante l'estate 2004 sono stati posati 2 apparecchi α -Guard in combinazione con un ventilatore e la finestra chiusa nel locale di lavoro al PC. I risultati sono molto divergenti: nel caso di una sottopressione (aspirazione dell'aria verso l'esterno) nel locale, i valori del radon si situano

in una media di 1000 Bq/m³ con punta di 3100 Bq/m³. Producendo una leggera sovrappressione, i valori sono calati a ca 200 Bq/m³ con il ventilatore al minimo. Un progressivo aumento della potenza del ventilatore induce ad una riduzione della concentrazione a dei valori medi di 80 Bq/m³.

Pure nel locale adiacente (dove era stato posato il secondo apparecchio di misura), i risultati sono stati analoghi.

Si può ritenere che il caso sia risolto con la posa definitiva del ventilatore con il regolatore sul primo grado. Unico problema da risolvere: si immette aria esterna, fredda, in inverno.

Internationale Kontakte

Das BAG macht seit mehreren Jahren aktiv im Netzwerk ERRICCA (European Radon Research and Industry Collaboration Concerted Action) mit. Eines der Ziele von ERRICCA ist die Organisation von nationalen Foren zum Thema Radon. Das BAG führt seit 1995 solche Foren in Form von Informationstagen für die kantonalen Radonverantwortlichen durch.

Vertreter des BAG waren zur Präsentation des nationalen Radonprogramms an Radonforen im Rahmen von ERRICCA 2 in Deutschland, Frankreich, England und Belgien eingeladen.

Das BAG hat auch wesentlich zur Sanierungsdatenbank und zu anderen Themenbereichen beigetragen. Das Netzwerk wird bis Ende 2004 teilweise von der Europäischen Gemeinschaft finanziert und sollte dann als selbstständiges Netzwerk weiter leben.

Ausbildung

Kurse

Die Nachfrage nach Bildungsangeboten im Bereich Radon ist offenbar gering. So musste ein Weiterbildungskurs für Berufsschullehrer der Baubranche wegen einer ungenügenden Anzahl Anmeldungen abgesagt werden.

Dagegen konnten in zwei Fachkursen der Bildungsstelle Baubiologie das Thema Radon unterrichtet werden: Sechs Stunden Lektüreaufgaben, zwei Stunden Kurs und Prüfung.

Kursunterlagen

Das Radon-Handbuch des BAG stellt in detaillierter Weise praktisches Planungswissen für Baufachleute zur Verfügung. Dieses Wissen soll gezielt und flächendeckend an aktuelle und künftige Fachleute der Bauwirtschaft weitergegeben werden. Kurse und Vorträge sollen sich am Radon-Handbuch orientieren. Nach Möglichkeit sollen die Kurse zielgruppenspezifisch durchgeführt werden. Zielgruppen sind im Wesentlichen Berufsleute in Ausbildung bzw. deren Lehrer und Fachleute mit Berufserfahrung.

Als Lehrmittel liegen ein 58-seitiger Basiskurs, ein 46-seitiger Aufbaukurs und ein Arbeitsheft mit 18 Übungen vor. Diese Kursunterlagen bestehen aus Folien sowie inhaltlichen und didaktischen Angaben zu den jeweiligen Folieninhalten. Die sogenannten Referenten-Drehbücher bauen auf dem Radon-Handbuch auf und liegen als PowerPoint- und PDF-Dateien vor. In diesem Jahr wurden die Übersetzungen ins Französische und Italienische abgeschlossen.

Für die Kursunterlagen besteht im In- und Ausland reges Interesse.

Sachverständige Radon

Im 2004 hat eine weitere Person das Nachweisverfahren ‚Radonsachverständiger‘ durchlaufen und wurde als 14. Radonsachverständiger zertifiziert.

Die Sachverständigen Radon unterstützen das BAG bei der Sanierung von Häusern und der Ausbildung von Baufachleuten.

Radon-Impulstag für Hoch- und Fachhochschuldozierende

Am 11. November wurde im Rahmen einer Impuls-Tagung die Zusammenarbeit mit Hoch- und Fachhochschulen intensiviert; Ziel dieser Veranstaltung war die Schaffung eines ‚Bildungsnetzes‘ zum Thema Radon. Vertreten waren die ETH Zürich sowie die Fachhochschulen aus den Kantonen BE, BS/BL, FR, GR, LU, TI, VS und ZH - also alle sieben heute existierenden Fachhochschulen. Das Tagungsprogramm sowie die Folien der Vorträge finden sich unter www.ch-radon.ch.

Das Thema Radon wird von verschiedenen Dozierenden bereits unterrichtet. Einige Hochschulen haben bereits bei der Entwicklung von Lehrmitteln mitgewirkt.

Neues Berufsbildungsgesetz

Mit dem Inkrafttreten des neuen Berufsbildungsgesetzes am 1. Januar 2004 werden in den nächsten Jahren alle Bildungsverordnungen angepasst.

Bei allen Berufen die mit dem Bauen zu tun haben, sollte das Radon Teil der Ausbildung werden. Dazu wurde ein Musterverordnungstext erarbeitet, der hoffentlich in die entsprechenden Verordnungen aufgenommen wird.

Das BAG wird diesbezüglich vom BBT (Bundesamt für Bildung und Technologie) unterstützt.

Kommunikation

Plusieurs actions ont été menées auprès du public dans un but de sensibilisation, en évitant une banalisation du thème du radon, sans toutefois chercher à provoquer de panique.

Annonces dans la presse

Des annonces ont été placées dans la presse pour les professionnels du bâtiment. Trois variantes d'annonces ont été élaborées, chacune sous la forme de questions-réponses apparaissant à deux pages différentes des journaux.



[KAMIN-EFFEKT]

Das Aufsteigen von warmer Luft im Inneren des Hauses, es entsteht eine Segwirkung.

Folge: Radonreiche Luft wird aus dem Untergrund durch die undichte Gebäudehülle ins Innere gesaugt.

Radon
verursacht Lungenkrebs.

Es gibt eine Lösung. Informieren Sie sich jetzt!

Bundesamt für Gesundheit
Abteilung Strahlenschutz
3000 Bern
Tel. 031 224 69 80
Fax 031 222 89 82
radon@bfg.admin.ch
www.bf-radon.ch

Ces annonces apparaissent deux à trois fois dans une dizaine de périodiques, ce qui permet au lecteur de les rencontrer à plusieurs reprises dans une période limitée et de le familiariser ainsi avec le thème du radon.

Site Internet du radon

Une nouvelle version du site Internet du radon www.ch-radon.ch a été mise en ligne. Certains thèmes sont abordés d'une manière plus approfondie et les effets néfastes du radon sur la santé sont mis en évidence. En outre, il est possible d'accéder à des notions plus théoriques sur le gaz, telles que sa formation, sa propagation dans le sol et sa capacité d'infiltration dans les bâtiments.



Certains volets du site ont été étoffés, notamment celui consacré aux mesures, qui comprend maintenant des recommandations supplémentaires pour l'utilisation de dosimètre.

De plus, un moteur de recherche permet de consulter le classement de chaque commune suisse.

Publireportages

Deux exemples d'assainissements de bâtiments ont été décrits dans des publiereportages. Il s'agit de l'école du Valanvron à la Chaux-de-Fonds et d'une maison familiale à Grandfontaine dans le canton du Jura. Ces articles ont été élaborés en collaboration avec les autorités locales et cantonales, ainsi qu'avec les usagers ou habitants des bâtiments concernés.

Il existe des versions techniques de ces articles qui apparaîtront dans des journaux destinés aux professionnels du bâtiment ainsi que pour les propriétaires de biens immobiliers. Il est aussi prévu de placer les versions "grand public" de ces publiereportages dans des journaux locaux, afin d'accompagner de futures campagnes de mesures.

Evaluation

Zehn Jahre nach Inkrafttreten der Radon-Artikel (Art. 110-118 StSV) beauftragte das Bundesamt für Gesundheit die Firma Interface mit einer Zwischenevaluation des laufenden Radon-Programms. Die gesetzliche Grundlage dafür bildete Art. 118 Abs. 2 lit. e StSV.

Qualitative Methode

Aufgrund eines qualitativ orientierten Erhebungsverfahrens sollte festgestellt werden, ob die Strategie des Programms relevant und zweckmässig sei, in welchen Massnahmebereichen Verbesserungen notwendig seien, um die intendierten Wirkungen des Radonprogramms leisten zu können und inwiefern sich die Zusammenarbeit zwischen Beteiligten und Betroffenen bewährt habe.

Zu diesem Zweck analysierte die Firma Interface das zur Verfügung stehende Datenmaterial der Sektion Radon, nahm an diversen Veranstaltungen teil und führte insgesamt 57 Interviews mit diversen Akteuren aus dem Radonbereich durch (16 qualitative Interviews, 8 Leitfadeninterviews, 33 standardisierte Interviews).

Klarer Fall auf der Sachebene

Der im August 2004 aufgelegte Schlussbericht stellt fest, dass die verordneten Ziele und Wirkungen mit der aktuellen Strategie nicht erreicht werden können. Auf der Sachverhaltsebene legt der Bericht dar, dass Radon in Wohnräumen ein sehr wichtiges Gesundheitsrisiko darstelle. Gemäss epidemiologischen Studien seien in der Schweiz jährlich 200-300 Lungenkrebs-Todesfälle auf Radon zurückzuführen. Dieses Risiko sei mit demjenigen von Passivrauchen vergleichbar und übersteige die Risiken, welche von Asbest oder elektromagnetischen Felder ausgingen um ein Vielfaches. Trotzdem sei die Wahrnehmung der Problematik in der Bevölkerung (sowie bei Hauseigentümer- und Mieterverbänden) sehr gering.

Offene Fragen auf der Programmebene

Auf der Programmebene stellen die Evaluatoren fest, dass konzeptionelle Schwächen, ungenügende finanzielle und personelle Ressourcen sowie unterschiedliche Zielvorstellungen die Erreichung der Ziele behindern. Dies betrifft insbesondere die Zahl der zu sanierenden Gebäude. So legt die Sektion Radon Art. 116 StSV dahingehend aus, dass alle Wohngebäude, welche den Grenzwert von 1000 Bq/m³ überschreiten bis ins Jahr 2014 saniert werden müssen. Die Kantone gehen hingegen davon aus, dass nur die bis im Jahr 2004 ermittelten Wohngebäude, welche den Grenzwert überschreiten, saniert werden müssen. Folglich rechnet die Sektion Radon mit 5'000 in den nächsten zehn Jahren zu sanierenden Wohngebäuden, während die Kantone (welche für die Sanierungsprogramme verantwortlich sind) von 600 Wohngebäuden ausgehen. Diese divergierenden Zielvorstellungen führen logischerweise zu einer unterschiedlichen Etappierung und Gewichtung der einzelnen Massnahmen durch Bund und Kantone.

Umstrittene Richt- und Grenzwerte

Der Bericht stellt des Weiteren fest, dass die aktuellen Schweizer Richt- und Grenzwerte im europäischen und internationalen Vergleich relativ hoch sind, was eine erneute Diskussion rund um die Grenzwerte entfacht hat.

Sieben Empfehlungen

Insgesamt gehen aus dem Bericht sieben Empfehlungen hervor, deren Befolgung sich unabhängig von zukünftigen Programm- anpassungen aufdrängt.

Zuerst müssen die umstrittenen Sanierungsziele mit den Kantonen verbindlich geklärt werden. In diesem Zusammenhang müssen selbstverständlich auch die Verantwortlichkeiten für die Zielerreichung zwischen der Sektion Radon und den Kantonen diskutiert und neu definiert werden. Die Kantone müssen aus-

serdem die Bauherrschaft im Rahmen von Baugesuchen vermehrt dazu verpflichtet, geeignete Massnahmen zu treffen, um die Richt- und Grenzwerte einzuhalten. Schliesslich müssen die Ziele der Sektion Radon in Form von jährlichen, messbaren Etappenzielen konkretisiert werden und in eine Umsetzungsstrategie eingebettet werden, welche alle Bereiche umfasst. Damit die Radon-Problematik die notwendige Aufmerksamkeit und Unterstützung erhält, muss die Öffentlichkeitsarbeit verstärkt werden. Ausserdem müssen Mitstreiter gefunden, um die Arbeit der Sektion Radon breiter abzustützen. Die Sektion Radon wird dabei eine leitende Rolle übernehmen müssen.

Blick in die Zukunft

Zu diesem Zweck wird die Sektion Radon zusammen mit der Firma Interface eine Umsetzungsstrategie entwickeln und etappierte, messbare Ziele formulieren. Auch die Form der Zusammenarbeit mit den Kantonen wird überdacht werden müssen. Des Weiteren soll ein Kommunikationskonzept eine effizientere und effektivere Öffentlichkeitsarbeit ermöglichen.

Trotz der genannten Mängel bei der Umsetzung des Radonprogramms darf der Bericht nicht darüber hinweg täuschen, dass die Schweiz im internationalen Vergleich eine Pionierrolle einnimmt. Kaum ein anderes Land verfügt über eine verbindliche gesetzliche Grundlage und ein dermassen stark ausgeprägtes Radon-Programm.

Informationsmaterialien

Zu beziehen bei: BBL, Vertrieb Publikationen, 3003 Bern oder online bestellen bei www.bbl.admin.ch
Herunterladen oder online bestellen bei www.ch-radon.ch

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

Bei der Sektion Radon können folgende Produkte ausgeliehen werden.

| | |
|---|--|
|  | <p>Ausstellungstafeln 3 x 2.4 m², inkl. Gestell, leicht transportierbar</p> |
|  | <p>3 Modelle mit Sanierungsmöglichkeiten Massstab 1:1, auf Rollen, 0.8 x 0.8 x 2.0 m³</p> |
|  | <p>5 Plexiglasmodelle mit Sanierungsmöglichkeiten in Transporttasche leicht transportierbar Grosse Version: 0.3 x 0.2 x 0.2 m³ Kleine Version: 0.15 x 0.11 x 0.11 m³</p> |
|  | <p>Phillion Experimentier-Set Schulexperimente zu Radon, Radon-Folgeprodukten und weiteren natürlichen radioaktiven Quellen</p> |

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 2004, les examens in situ ont essentiellement porté sur le voisinage des installations nucléaires (KKB, KKG, KKL, KKM) et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en ^{137}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 2004 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. La spectrométrie gamma directe (in situ) est par contre une méthode appropriée à l'estimation rapide de la contribution individuelle des radionucléides gamma d'origine naturelle et artificielle à l'exposition du public. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons s'orientent avant tout sur la mise en évidence de traces 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 in situ. Son exploitation informe de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte.

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. L'exposition ambiante naturelle s'obtient par sommation de la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du

site [2] et des composantes locales du rayonnement terrestre (^{40}K , séries ^{238}U et ^{232}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. Une autre méthode consiste à soustraire l'exposition ambiante d'origine naturelle de l'exposition ambiante globale mesurée par chambre d'ionisation, permettant ainsi d'évaluer la contribution des radionucléides artificiels au débit d'exposition ambiante. Cette démarche possède l'avantage de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol.

3.1.3 Résultats in situ 2004

En 2004, les examens in situ ont été réalisés principalement au voisinage des installations nucléaires (KKB, KKG, KKL, KKM) 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 ont été effectuées dans la région lausannoise, lors de l'exercice annuel d'aéroradiométrie organisé par la CENAL. Trois laboratoires possédant un équipement in situ (SUeR, IRA, Laboratoire de Spiez) ont participé à cet exercice, qui a ainsi tenu lieu d'intercomparaison nationale. Finalement, des mesures in situ ont été effectuées dans le Jura vaudois (région du col du Mollendruz) dans le cadre d'une étude radioécologique des sols du Jura menée par l'IRA en collaboration avec l'IRSN (Cadarache).

Les contributions respectives à l'exposition ambiante des différents radionucléides identifiés

[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

par spectrométrie gamma in situ (descendants compris) sont représentées sur les figures 1 et 2 pour les principaux sites suisses examinés en 2004. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma, en se basant sur les hypothèses suivantes : distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris le ^{137}Cs artificiel) et $1\text{nGy/h} = 1\text{nSv/h}$. 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.

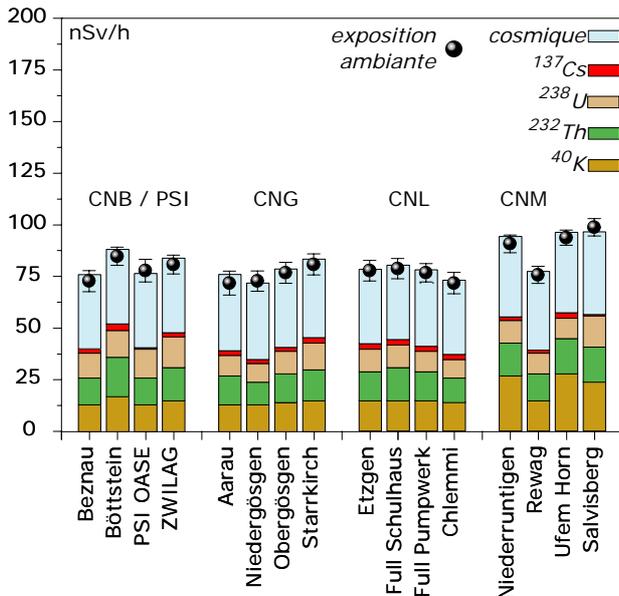


Figure 1
Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2004. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est également représentée.

En comparant les résultats des figures 1 et 2, il apparaît tout d'abord que l'exposition ambiante au voisinage des centrales nucléaires et du CERN, ne se distingue pas de manière significative de celle mesurée à Fribourg ou dans la région lausannoise (sites hors influence). Notons encore que le site de La Barillette est un point de référence pour la surveillance plus éloignée du CERN. Cependant, ce site étant situé à 1450m d'altitude, à env. 2 km de la Dôle, dans le Jura vaudois, les valeurs plus élevées de ^{137}Cs qui y ont été relevées ne proviennent pas du centre de recherche, mais comme pour beaucoup d'autres sites d'altitude, des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl.

Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs issu du fallout et surtout des retombées de Tchernobyl est toujours clairement visible, mais les valeurs mesurées ne représentent pas de danger pour la santé du public.

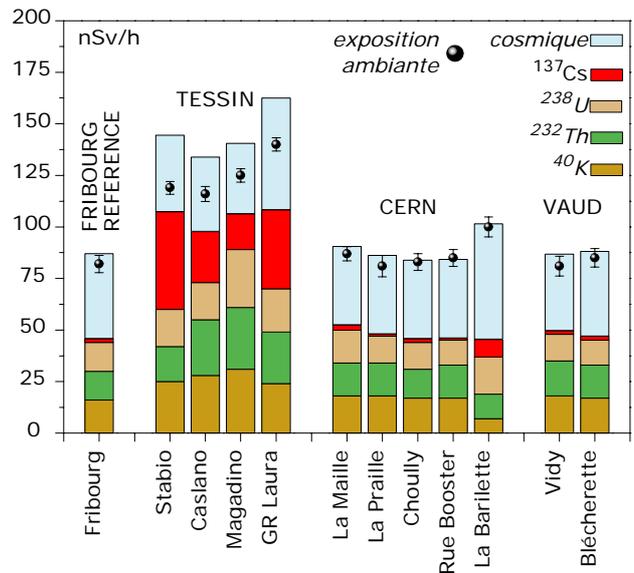


Figure 2
Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage du CERN, au Tessin, à Fribourg et dans le canton de Vaud en 2004. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est également représentée.

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

Pour les 4 sites du Tessin, en revanche, on constate une surestimation de la reconstitution, calculée sur la base des spectres gamma, par rapport à la valeur mesurée à l'aide de la chambre d'ionisation. Cette différence, déjà observée les années précédentes, est due à la distribution homogène admise pour le ^{137}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 ont permis de montrer que, dans cette région, le ^{137}Cs n'a que peu migré vers les couches plus profondes dans les terrains non cultivés [1].

Dans ces exemples, le ^{137}Cs étant le seul radionucléide artificiel, 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.

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

3.1.4 Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2004 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 radio-écologique (suivi des contaminations ^{137}Cs du fallout et de Tchernobyl).

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

3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM

Y. Loertscher

Bundesamt für Bevölkerungsschutz, Nationale Alarmzentrale
Ackeremannstrasse 26, 8044 Zürich

Übersicht

Das Netz für die automatische Dosisleistungsmessung und -alarmierung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz. Wie in den vorherigen Jahren konnte im Jahr 2004 eine nahezu lückenlose Überwachung gewährleistet werden. In der Berichtsperiode wurden bis auf einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung keine besonderen Vorfälle registriert. Insbesondere wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

Seit Anfang 2004 verfügt das NADAM-Netz über eine neue Station. Die ANETZ-Station auf dem Gütsch oberhalb Andermatt (Stationsnummer und -abkürzung: 33, GUE, Koordinaten 690'090 / 167'490) wurde mit einer NADAM-Sonde nachgerüstet. Diese Station dient als Berg-Testumgebung für das Material des neuen Messnetzes von MeteoSCHWEIZ. Um zugleich die neuen NADAM-Sonden ihrerseits in einer Bergumgebung testen zu können, wurde die Station mit einer Sonde nachgerüstet. Mit dieser Station zählt das NADAM-Netz 59 Stationen.

3.2.1 Erfahrungs- und Mittelwerte

Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 2004 überprüft. Eine Darstellung der Jahresmittelwerte sowie der extremen Wochenwerte für die einzelnen Stationen ist in den Fig. 1

und 2 abgebildet. Auch dieses Jahr ergeben sich für einige Stationen leichte Änderungen. Für die Sonden, deren Messwerte 2003 eine leichte Abweichung vom bisherigen Erfahrungsbereich aufwiesen, wurden wie üblich entsprechende Anpassungen vorgenommen.

| Station | Erfahrungswerte ^{*)} 2003 [nSv/h] | Erfahrungswerte ^{*)} 2004 [nSv/h] | Neue Erfahrungsbereiche ^{*)} [nSv/h] | Ursache der Änderung des Erfahrungswerts |
|---------|--|--|--|--|
| Gütsch | -- | 172 | 70-110 | neue Station |
| Wynau | 103 | 96 | 80-120 | Sondenalter |

^{*)} Nach Abzug des Eigennulleffekts

3.2.2 Qualitätssicherung

Im Jahre 1995 wurde ein Qualitätssicherungsprogramm für die NADAM-Sonden gestartet. In einer ersten Phase wurden die wesentlichen physikalischen Eigenschaften der NADAM-Sonden (Apparativer Nulleffekt, Kalibrierung, Linearität, Richtungs-, Energie- und Temperaturabhängigkeit) im Sinne einer Typenprüfung untersucht. Ein Teil dieser Messungen war bereits bei der Installation des Netzes durch die SUEr durchgeführt worden.

Mit der Einführung der neuen geeichten NADAM-Sonde hat sich die NAZ entschieden, das im Jahr 1995 eingeführte Qualitätssicherungsprogramm per Ende 2003 zu sistieren. Die wiederkehrende Funktionsprüfung (inkl. Alarmüberprüfung) wird aber weiterhin durchgeführt.

Dieser Entscheid basiert auf folgenden Überlegungen:

Nach 5 Jahren (Gültigkeit des Zertifikats) werden die Sonde wieder geeicht. Mit der Eichung werden alle Punkte des alten Qualitätssicherungsprogrammes überprüft.

Jedes Jahr wird bei jeder Sonde eine wiederkehrende Funktionsprüfung durchgeführt. Bei einer zu grossen Abweichung des gemessenen Wertes zum Sollwert wird die Sonde gewechselt.

Dank der Eichung und der jährlichen Funktionsprüfung ist die Qualität der Daten garantiert.

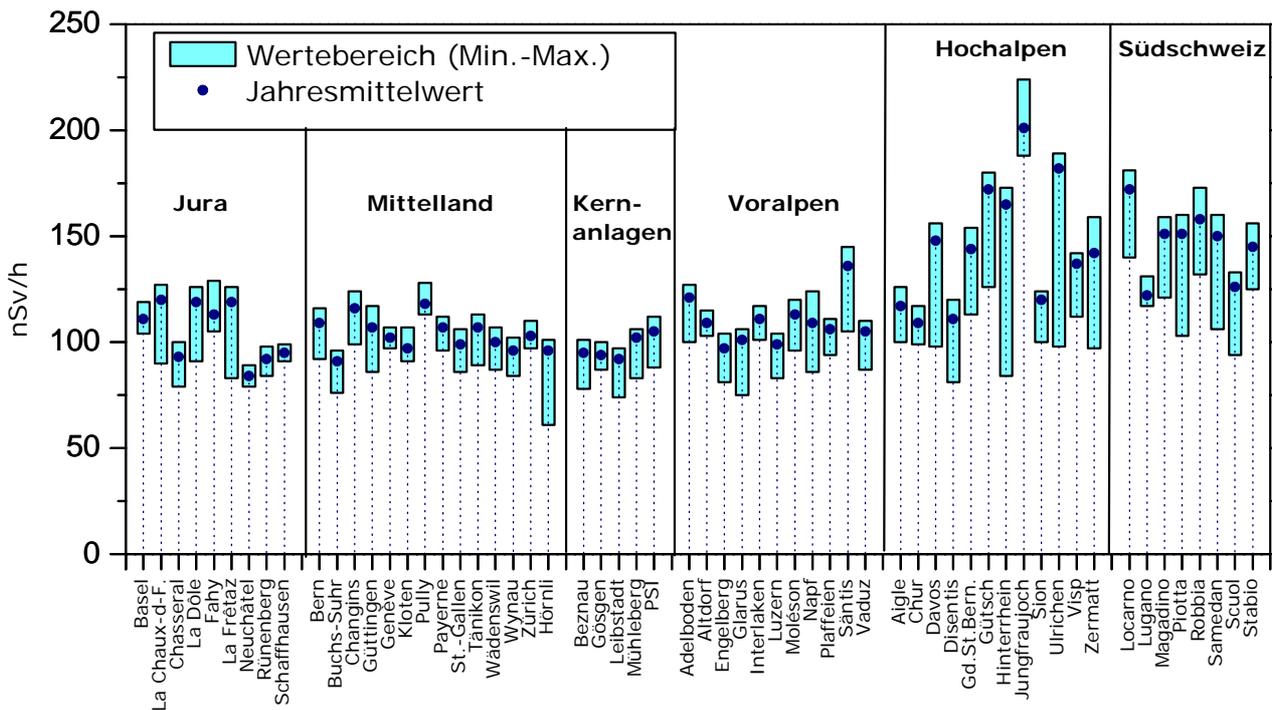
Die im 2004 durchgeführten Funktionsprüfungen sind alle positiv verlaufen. Diese Resultate zeigen, dass das NADAM-Netz sehr stabil und zuverlässig ist.

3.2.3 Erneuerung der NADAM-Sonden

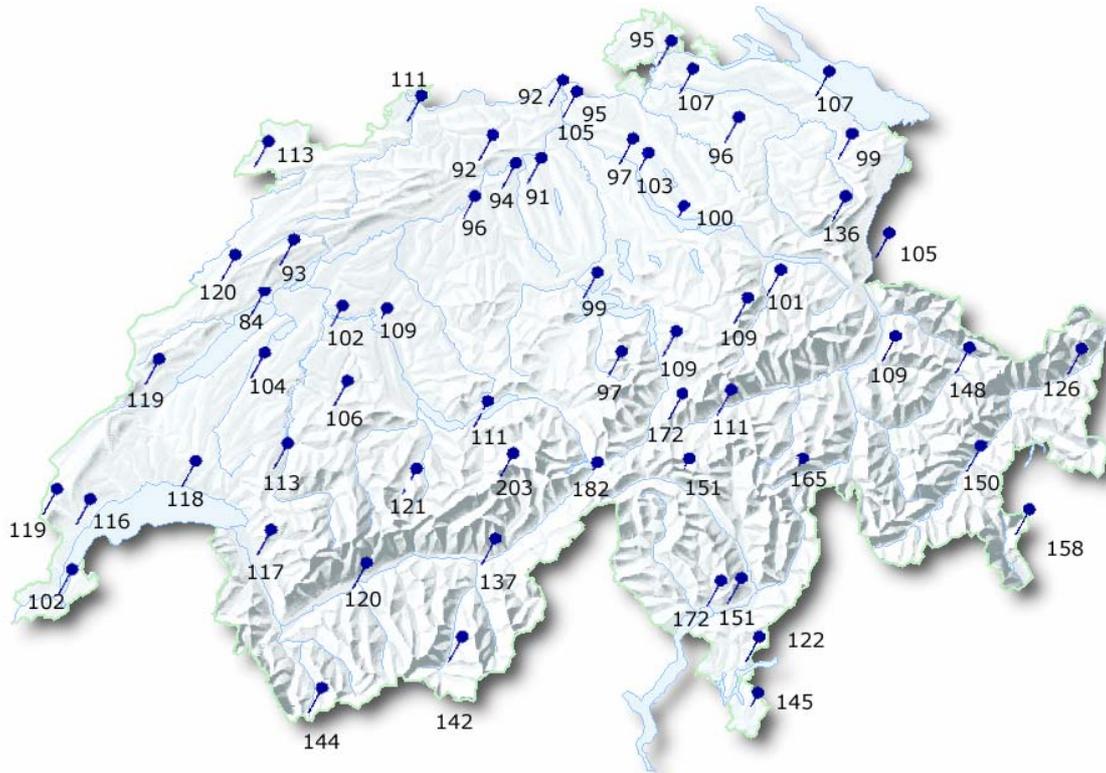
Der Umbau des Netzes von MeteoSchweiz musste um 1 Jahr verschoben werden. Der Grund ist, dass der Umbaukredit dem Parlament zur Genehmigung vorgelegt werden muss. Dies soll in März 2005 stattfinden. Erst dann kann mit der Umrüstung des gesamten Netzes angefangen werden.

Trotz dieser Verspätung wurden 2 Standorte (Aigle und Gütsch) mit neuen Sonden ausgerüstet. Die auf dem Gütsch installierte neue Sonde zeigt einen sehr stabilen Betrieb. Die ersten Resultate des Datenvergleichs zwischen alter und neuer Sonde sind sehr gut.

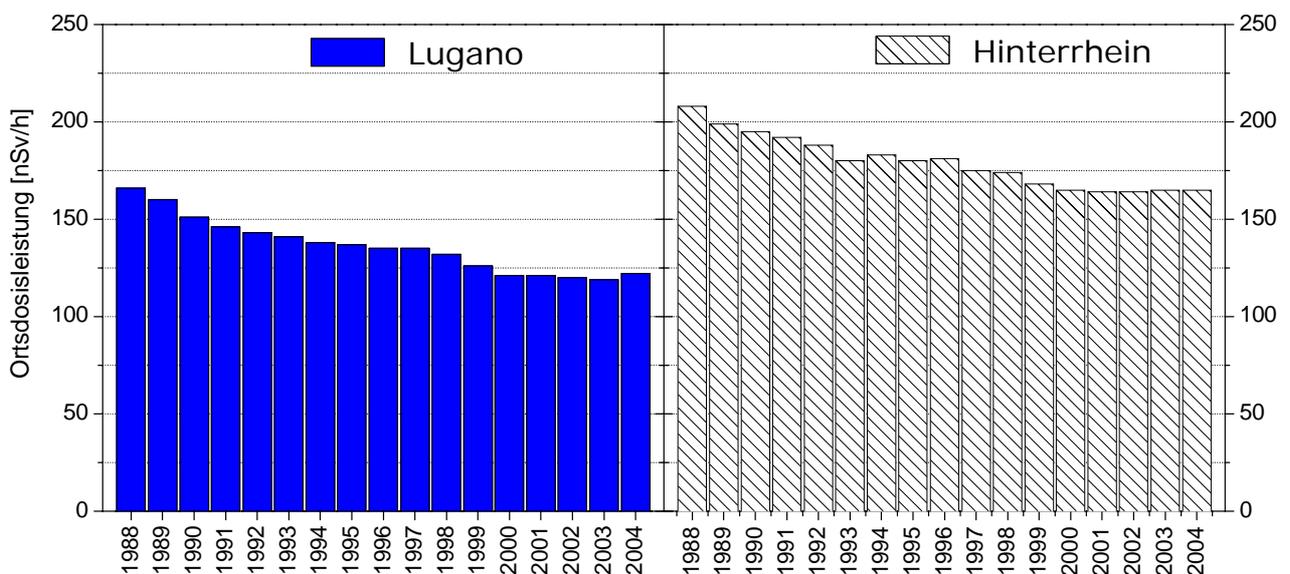
Im 2004 wurde im Hinblick auf das neue Netz von MeteoSchweiz die Datenbank und die Alarmierungseinheit des alten Netzes erneuert. Mit diesen Schritten werden die originalen 10-Min-Werte anstelle der bisher berechneten Stunden-Mittelwerte gespeichert und archiviert. Bei einem Alarm wird ausserdem der Messwert direkt angezeigt, anstatt wie bisher mit einer Verschlüsselung durch 4 Ziffern. Beide Änderungen vereinfachen die Verwaltung der Daten sowie deren Interpretation bei einem Alarm.



Figur 1 Jahresmittelwerte 2004 der NADAM-Sonden, aufgeteilt nach Regionen (nach Abzug des Eigennulleffekts).



Figur 2
Karte der Jahresmittelwerte 2004 der NADAM-Sonden (nach Abzug des Eigennulleffekts). Die Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 90 und 210 nSv/h. Dies ist vor allem durch Unterschiede in der natürlichen Strahlung bedingt. Einerseits hängt sie von Art und Zusammensetzung des Bodens ab, andererseits nimmt die Intensität der kosmischen Strahlung mit der Höhe zu.



Figur 3
Verlauf der Erfahrungswerte der Stationen Lugano und Hinterrhein für die Periode 1988 - 2004 (nach Abzug des Eigennulleffekts). Stationen in Gebieten, die von radioaktiven Niederschlägen nach dem Unfall in Tschernobyl stark betroffen waren, zeigen eine kontinuierliche Abnahme der Ortsdosisleistung. Diese Abnahme entspricht der Reduktion des künstlichen Anteils der Strahlung (bedingt durch den radioaktiven Zerfall und das Eindringen der langlebigen Radionuklide in tiefere Bodenschichten). Der künstliche Beitrag durch den Tschernobylausfall ist mit den heutigen NADAM-Sonden praktisch nicht mehr nachweisbar.

3.3 Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher ¹⁾, G. Schwarz ¹⁾, L. Rybach ²⁾

¹⁾ Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), 5232 VILLIGEN-HSK

²⁾ Institut für Geophysik, ETH Höggerberg, 8093 Zürich

Zusammenfassung

Bei den aeroradiometrischen Messflügen vom 14. - 17. Juni 2004 wurden mit Lausanne und Davos zum ersten Mal Stadtgebiete mit der Aeroradiometrie vermessen. Bei Bodenmessungen in der Umgebung von Lausanne konnte die gute Vergleichbarkeit mit den aeroradiometrischen Resultaten bestätigt werden. Im Weiteren wurde ein weiteres Profil Ost-West entlang Rhein und Rhone vermessen. Dort zeigten sich vor allem geologisch bedingte Unterschiede in den Resultaten. Nachdem die letzten radioaktiven Abfälle vom Gelände des ehemaligen Versuchsreaktors Lucens ins Zwischenlager für radioaktive Abfälle (ZWILAG) in Würenlingen überführt worden waren, wurde im Gebiet von Lucens keine erhöhte Radioaktivität mehr detektiert werden. Im Auftrag der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) wurden die turnusgemässen Messungen in der Umgebung der Kernkraftwerke Beznau und Leibstadt, der Forschungseinrichtung Paul Scherrer Institut sowie des ZWILAG durchgeführt. Über dem PSI Ost konnten einmal mehr die Abfälle des Bundeszwischenlagers BZL anhand der ⁶⁰Co-Linien detektiert werden. Über dem PSI West wurde Annihilationsstrahlung der zerfallenden Aktivierungsprodukte in der Fortluft gemessen. Beim KKW Beznau, dessen Block I sich zum Zeitpunkt der Messungen gerade im Revisionsstillstand befand, wurde ein ⁵⁸Co-Signal detektiert, das vom Brennstofflagerbecken und dem Reaktorkühlsystem stammt. Die übrigen Resultate im Gebiet der Kernanlagen zeigten keine erhöhte Radioaktivität im Vergleich zu früheren Jahren.

3.3.1 Einleitung

Aeroradiometrische Messungen in der Schweiz begannen 1986. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). In der Zeit von 1989 bis 1993 wurde die Umgebung (jeweils rund 50 km²) der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei abwechselungsweise zwei bzw. drei Gebiete mit Kernanlagen vermessen werden. 1992 und 1995 wurden ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich zwei neue Messgeräte gebaut (16.8 und 4.0 l Detektoren).

Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001).

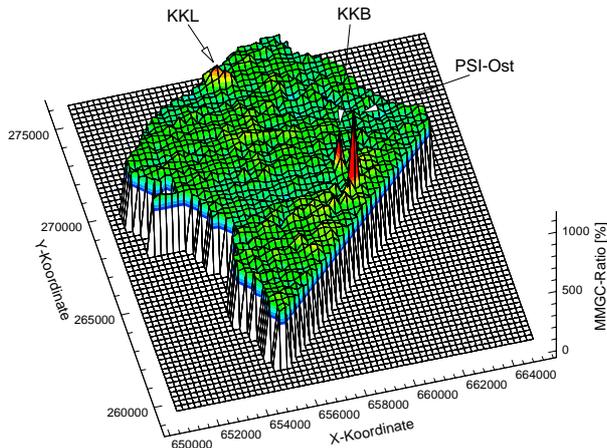
Im Jahre 1994 wurde die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit 2004 durch das Paul Scherrer Institut (PSI).

3.3.2 Flugaufnahmen 2004

Zum ersten Mal wurden im Jahre 2004 mit Davos und Lausanne zwei Städte aeroradiometrisch vermessen. Damit konnte die Machbarkeit solcher Messungen einsatzmässig überprüft werden. Diese Messflüge stellten auch eine grosse Herausforderung an die Piloten und ihre Navigationsfähigkeiten dar. Weder in Lausanne noch in Davos wurden erhöhte Radioaktivitätswerte festgestellt. In Davos waren die bestimmten Ortsdosisleistungen höher als in Lausanne. Dies ist auf den aufgrund der höheren Lage grösseren Beitrag der kosmischen Strahlung zurückzuführen. In Lausanne wurden zum Vergleich mit der Aeroradiometrie auch Bodenmessungen mit insitu Gammametrie und Reuter Stokes Ionisationskammern durchgeführt. Die Resultate wiesen im Rahmen der Messungenauigkeiten eine gute Übereinstimmung auf.

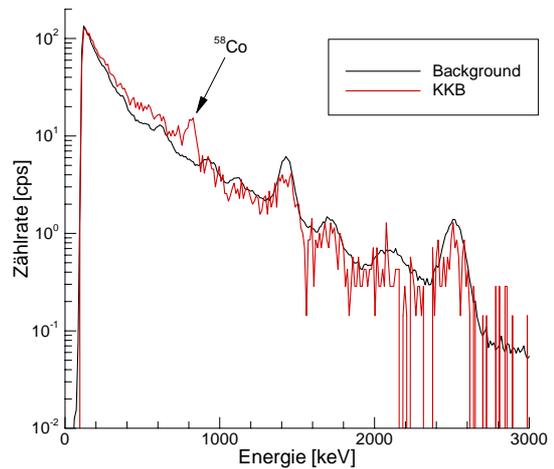
Im Auftrag der HSK wurden die Messgebiete um die Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie um die Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut (PSI) und das Zwischenlager für radioaktive Abfälle (ZWILAG) bereits mehrmals vermessen. Das KKL, das während der aeroradiometrischen Messungen in Betrieb war, konnte anhand der ¹⁶N-Strahlung (Halbwertszeit $t_{1/2}=7.3$ s) gut detektiert werden. Diese Strahlung wird bei Siedewasserreaktoren durch das Aktivierungsprodukt ¹⁶N erzeugt, welches im Betrieb durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus

gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise wenig abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut detektiert werden. In Fig. 1 ist der nach Schwarz et al. (1991) modifizierte MMGC-Ratio im Gebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG dargestellt. Deutlich ist das Kernkraftwerk Leibstadt, das Kernkraftwerk Beznau und das PSI-Ost zu erkennen.

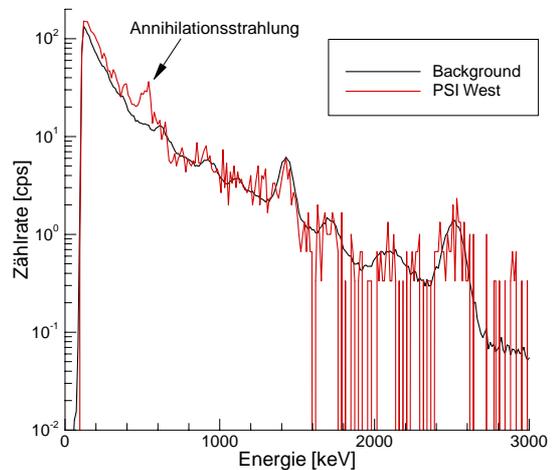


Figur 1
Dreidimensionale Darstellung des MMGC-Ratio^{*)} im Messgebiet KKB/KKL/PSI und ZWILAG.

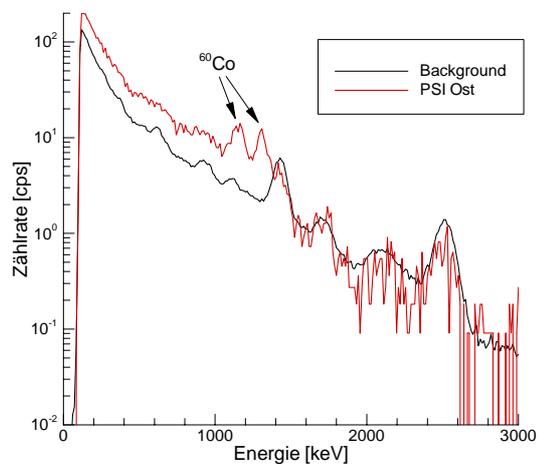
Die Messflüge 2004 fanden während des Revisionsstillstandes im Block I des KKB statt. Da sich beim Stillstand die ^{58}Co -Aktivitäten im Brennstofflagerbecken und in der Reaktorgrube temporär erhöhten, konnte dieses Jahr ein ^{58}Co Signal bei 810 keV aus der Luft detektiert werden (Fig. 2). In der Umgebung des Fortluftkamins im PSI-West konnte Annihilationsstrahlung identifiziert werden (Fig. 3). Diese wird durch den Zerfall von Aktivierungsprodukten (Positronen-Zerfall) in der Fortluft verursacht. Über dem Areal des PSI-Ost konnte einmal mehr das Bundeszwischenlager für radioaktive Abfälle (BZL) anhand der Gammalinien von ^{60}Co detektiert werden (Fig. 4). Das ZWILAG war aus der Luft wie bereits in früheren Jahren nicht detektierbar.



Figur 2
Gemittelte Spektren aus der unmittelbaren Umgebung des Reaktorgebäudes KKB und aus der weiteren Umgebung (Background).

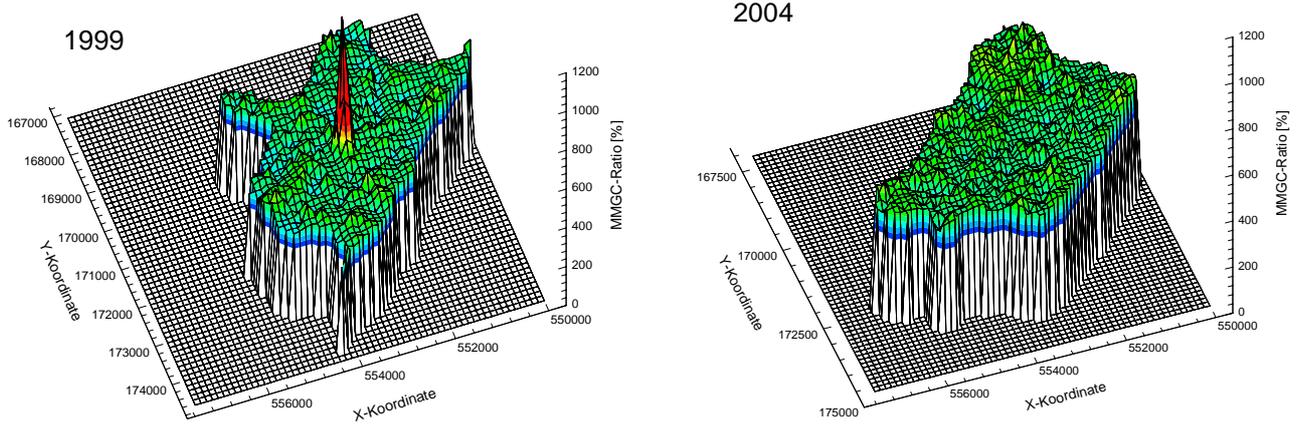


Figur 3
Gemittelte Spektren aus der unmittelbaren Umgebung des Fortluftkamins Süd beim PSI-West und aus der weiteren Umgebung (Background).



Figur 4
Gemittelte Spektren aus der unmittelbaren Umgebung des BZL auf dem Areal des PSI Ost und aus der weiteren Umgebung (Background).

^{*)} Man Made Gross Count-Ratio = Verhältnis der Zählrate im unteren zum oberen Teils des Energiespektrums

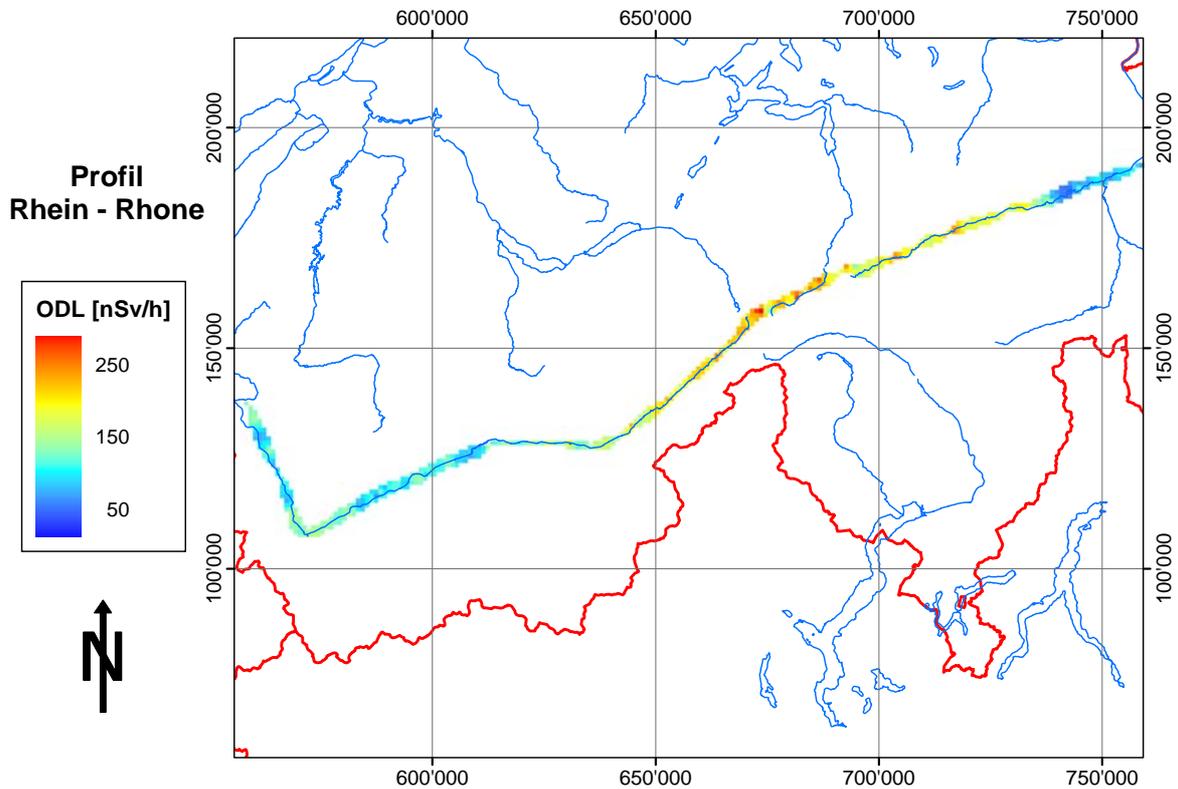


Figur 5
Vergleich des MMGC-Ratio^{*)} im Messgebiet Lucens für die Jahre 1999 und 2004.

Nachdem die letzten radioaktiven Abfälle vom Gelände des ehemaligen Versuchsreaktors Lucens ins Zwischenlager ZWILAG überführt worden waren, wurde im entsprechenden Gebiet eine Kontrollmessung vorgenommen. Es konnte im ganzen Messgebiet keine durch menschliche Aktivität verursachte Radioaktivität mehr festgestellt werden, die nicht auf Fallout der Bombentests oder des Tschernobyl-Ereignisses zurückgeführt werden können. Der Unterschied zwischen dem MMGC-Ratio vom Jahre 2004 und den Resultaten aus dem Jahre 1999 ist klar ersichtlich (Fig. 5). Damals wurden im Bereich der gelagerten radioaktiven Abfälle deutlich höhere Zählraten gemessen und die Nuklide ¹³⁷Cs und ⁶⁰Co identifiziert. Im

Jahre 2004 unterscheidet sich der ehemalige Lagerplatz radiologisch nicht mehr von seiner Umgebung.

Mit einem weiteren Messflug wurde ein Profil entlang der Linie Rhein – Rhone aeroradiometrisch vermessen. Die Messungen zeigten die natürlichen Schwankungen im Strahlungsfeld, die durch die unterschiedliche Zusammensetzung des Gesteins und durch den höhenabhängigen Beitrag der kosmischen Strahlung verursacht werden. Erwartungsgemäss wurden im Zentralmassiv mit granitischen Gesteinen und grösseren Höhenlagen die höchsten Ortsdosisleistungen bestimmt (Fig. 6).



Figur 6
Ortsdosisleistungen entlang des Profiles Rhein-Rhone. - Kartendaten VECTOR200 © 2000 swisstopo.

3.3.3 Perspektiven

Ein Messsystem wurde im Jahre 2004 technisch auf den neuesten Stand gebracht. In der ersten Hälfte des Jahres 2005 soll nun die Flugabnahme durch die Armee erfolgen, sodass bei den Messflügen 2005 das erneuerte Messsystem eingesetzt werden kann. Sobald die Abnahme erfolgt ist, wird das zweite Messsystem auf den gleichen technischen Stand gebracht.

Im Jahre 2005 sind neben den routinemässigen Flügen in der Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen und Mühleberg ein weiteres Profil durch die Schweiz sowie ausgedehnte Vergleiche mit Bodenmessungen wie insitu Gammaskpektrometrie und Reuter Stokes Ionisationskammern geplant. Zudem ist vorgesehen, Messungen bei Benken im Zürcher Weinland durchzuführen. Um für die Übung Kronos 2 realistische Daten einspeisen zu können, werden auch Messungen im Raum zwischen KKW Beznau und Bodensee erfolgen.

3.3.4 Literatur

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

Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogamma-spektrometrie. 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.

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

Résumé

Durant l'année 2004, 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 m³/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 m³/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 filtres sont mesurés 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 ¹³⁷Cs
échantillon mensuel : 2 µBq/m³

Collecteur d'aérosols à haut débit, pour le radionucléide ¹³⁷Cs, échantillon hebdomadaire: 0.5 µBq/m³

RADAIR, activité bêta nette, pour des durées de collection et de mesure de 30 min.: 0.5 Bq/m³

Voisinage des centrales nucléaires

(voir aussi Chap. 8).

Le collecteur d'aérosols situé aux environs de la centrale nucléaire de Leibstadt a été remis en service au mois de septembre 2004 après plus d'une année d'arrêt pour cause de rénovation. Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt (période du 15.09.04 au 31.12.04, pour cette station) n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2004, à l'exception de traces de ¹³⁷Cs (0.6 à 1.4 micro-Bq/m³) attribuables à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl. Seuls les radionucléides naturels ⁷Be et ²¹⁰Pb ont pu être mis en évidence (valeurs comprises entre 0.8 et 2.8 et entre 0.5 et 2.0 mBq/m³ respectivement).

Collecteurs d'aérosols à haut débit

Depuis le début de l'année 2004, 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 :

www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/radio_env/hvs/f/index.php.

Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés par poste au laboratoire de Fribourg où ils sont analysés par spectrométrie gamma. Les valeurs disponibles sont donc, en règle générale, les concentrations effectives de la semaine précédente. Une carte de la Suisse avec les dernières concentrations en ¹³⁷Cs mesurées dans chacune des 5 stations sont représentées sur la page d'accueil. En cliquant, sur une station particulière, il est alors possible de visualiser graphiquement l'évolution de la concentration de trois différents radionucléides (¹³⁷Cs, ⁷Be, ⁴⁰K) au cours des 52 dernières semaines. Pour chacun de ces isotopes, apparaît alors un graphique tel que ceux illustrés dans les figures 1 et 2 ci-après. Les valeurs représentées en rouge correspondent à des activités

effectivement mesurées, alors que les valeurs représentées en orange correspondent à des limites de détection. Ce site permet également de télécharger, pour chaque station, un tableau EXCEL contenant les résultats détaillés des mesures des concentrations de 9 radio-isotopes (^7Be , ^{22}Na , ^{40}K , ^{210}Pb naturels et ^{24}Na , ^{60}Co , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs artificiels) effectuées au cours des 52 dernières semaines.

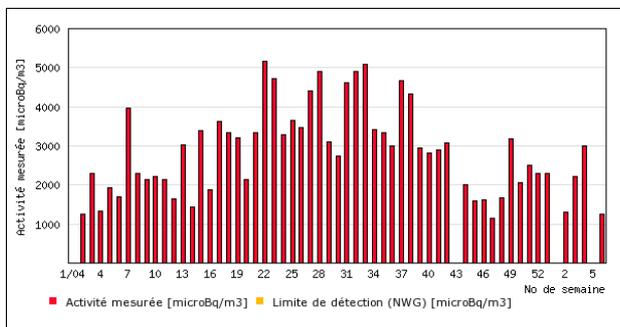


Figure 1
Concentrations du ^7Be [micro-Bq/m³] mesurées en 2004 à la station à haut débit (HVS) de Güttingen/TG.

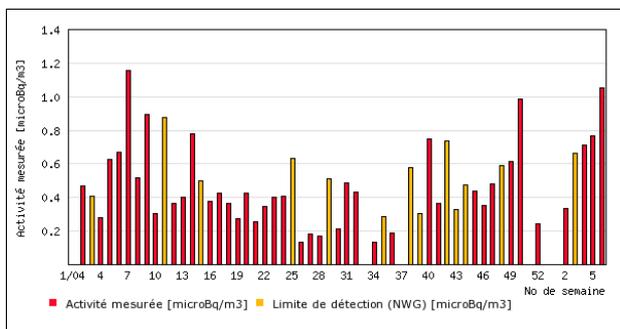


Figure 2
Concentrations du ^{137}Cs [micro-Bq/m³] mesurées en 2004 à la station à haut débit (HVS) du CERN/GE. Les valeurs représentées en orange correspondent à des limites de détection.

En résumé, pour l'année 2004, comme pour les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle ^7Be et ^{210}Pb a été constatée. Des valeurs comprises entre 0.4 et 5.7 et entre 0.1 et 1.7 mBq/m³ ont été mesurées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de ^{22}Na , d'origine naturelle, ont également été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 1.1 micro-Bq/m³). Le ^{137}Cs , attribuable à la remise en suspension dans l'air de l'ancienne déposition de Tchernobyl, 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 (au maximum 4.0 micro-Bq/m³). A la station du CERN, cette méthode, d'une extrême sensibilité, a permis de mettre en évidence des traces sporadiques de ^{131}I (valeurs comprises entre 0.3 et 1 micro-Bq/m³) et de ^{24}Na (entre 6 et 25 micro-Bq/m³), principalement durant la période comprise entre mai et septembre. En septembre, des traces de radionucléides plus inhabituels, tels que le ^{48}V , ^{52}Mn et ^{140}La ont également été détectées (0.3, 0.4 et 6 micro-

Bq/m³ respectivement). Tous ces radionucléides sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Des traces de ^{24}Na (entre 6.5 et 21 micro-Bq/m³) et de ^{131}I (entre 0.2 et 2 micro-Bq/m³) ont également été détectées à Klingnau (5.4 km au nord du PSI). Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immission stipulées dans l'ORaP (2.7 Bq/m³ pour le ^{131}I ; 100 Bq/m³ pour le ^{24}Na) et ne présentent donc aucun danger du point de vue radiologique.

RADAIR. Réseau automatique de surveillance de l'air

a) Les améliorations apportées en 2004 :

Le réseau s'est doté d'un nouveau serveur (Bag-radairb). Ce second serveur, redondant, permettra d'assurer le fonctionnement de la centrale et de la base de données en cas de panne du serveur primaire (Bag-radair). Si la radioactivité artificielle présente dans l'air dépasse le second seuil d'alarme des moniteurs d'aérosol α/β , ces derniers sont actuellement capables d'envoyer automatiquement un message à la centrale nationale d'alarme (NAZ). Notons que pour l'instant, seuls 7 moniteurs parmi les 11 composant le réseau RADAIR sont raccordés pour effectuer cette transmission. Afin de s'assurer du bon fonctionnement de ce canal de communication, des tests et des simulations d'alarme sont effectués régulièrement avec chaque moniteur raccordé.

Les activités α/β des moniteurs RADAIR se trouvent désormais sur Internet. Elles peuvent être consultés à l'adresse www.radair.ch en temps réel, i.e. avec une mise à jour toutes les 30 minutes. Une carte de la Suisse avec les emplacements des 11 stations du réseau RADAIR est représentée sur la page d'accueil. Sur cette carte sont affichées, sous forme graphique et numérique, les dernières valeurs disponibles des concentrations totales α et β de chacune des stations. La carte contient également des informations météorologiques, comme la direction du vent, l'ensoleillement, etc. Pour chaque station, une page rétrospective permet d'accéder aux moyennes journalières des concentrations relevées au cours des 30 derniers jours. En cas de problème de connexion entre la centrale RADAIR et les stations de mesure, les données qui n'ont pu être transmises seront récupérées automatiquement et les pages rétrospectives adaptées en fonction.

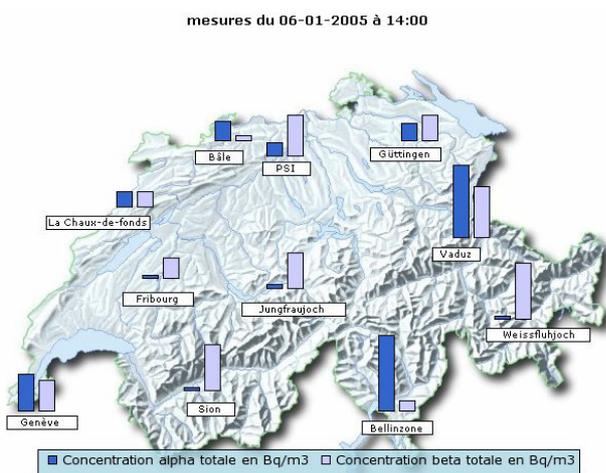


Figure 3
Page d'accueil de RADAIR online ; les concentrations alpha totale et bêta totale actuelles sont représentées graphiquement et numériquement pour chacune des 11 stations. Les valeurs sont mises à jour toutes les 30 minutes

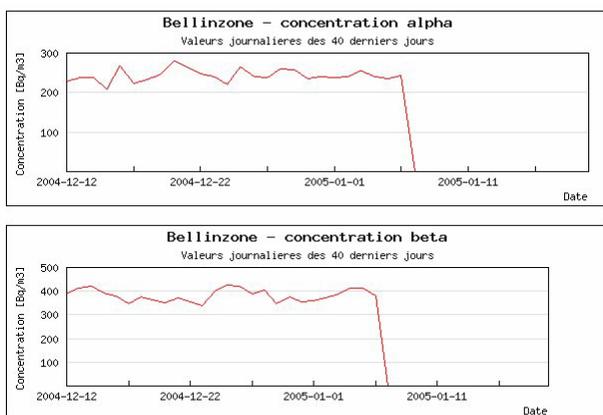


Figure 4
Page rétrospective indiquant les moyennes journalières des concentrations alpha totale et bêta totale relevées au cours des 30 derniers jours, pour une station RADAIR particulière.

b) Les mesures :

Aérosols : le mécanisme de compensation α/β des moniteurs d'aérosols a permis de s'assurer que les concentrations artificielles sont restées en dessous des limites de détection, nonobstant les fortes fluctuations diurnes - nocturnes de radioactivité naturelle (variations entre 5 et 80 Bq/m³). En raison de la présence irrégulière de radon sur le sol suisse, les limites de détection ne sont pas identiques pour tous les sites. Les histogrammes de la figure 5, représentant les concentrations alpha naturelles et les concentrations bêta artificielles compensées des stations de Bâle, Bellinzona, du PSI et de Sion, illustrent ce phénomène. Ainsi malgré une bonne compensation une augmentation de la radioactivité bêta artificielle inférieure à 0.8 Bq/m³ n'est pas décelable par le moniteur situé à Bellinzona. Pour les autres stations de plaine, la limite de détection se situe aux environs de 0.4 Bq/m³. Cette limite s'abaisse à 70 mBq/m³ pour la station d'altitude de la Jungfraujoch. En revanche, l'atout du système

RADAIR est d'être capable d'avertir d'un incident radiologique > 0.8 à 0.4 Bq/m³ dans l'heure qui suit.

Iode : les trois moniteurs de Fribourg, du PSI et de Bellinzona mesurant l'iode gazeux (I-131) n'ont pas décelé de valeurs en dessus de la limite de détection qui est de 0.15 Bq/m³. La figure 6 montre l'histogramme de la concentration moyenne calculée du I-131 pour les stations de Bellinzona et du PSI.

Moniteur spectroscopique : le moniteur spectroscopique de la station de Fribourg a confirmé que les concentrations des principaux isotopes artificiels sont restées inférieures à la limite de détection de 10 mBq/m³ pour un temps d'accumulation de 24 h.

c) Les pannes :

Comme en 2003, l'année a été très bonne puisque le taux de bon fonctionnement s'est situé entre 95 et 99 % suivant les stations. Quelques stations ont eu un problème avec l'impédance du connecteur pour les données météo. La station de Genève reste le mouton noir de la communication puisqu'un accès sur deux n'a pas fonctionné. Ce problème sera vraisemblablement résolu avec la migration Win2k du moniteur. De plus, en raison d'une défectuosité, la carte compteur du seuil inférieur de ce même moniteur a généré une alarme de radioactivité avec une concentration bêta actuelle normée de 110 Bq / m³, le 1^{er} seuil d'alarme étant à 5 Bq / m³! Les autres stations ont eu diverses pannes mineures qui ont pu être réparées rapidement. Un des points délicats des moniteurs d'aérosols reste toujours le changement du filtre et la détection de son enroulement.



Photo 1
Pluviomètre près de Davos (GR)



Photo 3
Station RADAIR de Bâle: Moniteur Alpha-Beta (FHT-50s)



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



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



Photo 5
Station RADAIR de Bellinzona: à gauche moniteur d'iode (FHT-1500), à droite moniteur Alpha-Beta-Monitor (FHT-59s)



Photo 7
Station RADAIR (FHT-59s) au Jungfrauoch (3400 m):
Ligne d'aspiration



Photo 6
Station RADAIR de Fribourg: Moniteur spectroscopique (FHT-59n)



Photo 8
Collecteur d'aérosols à grand débit de Güttingen/TG (500 à 700 m³/h; type ASS-550)

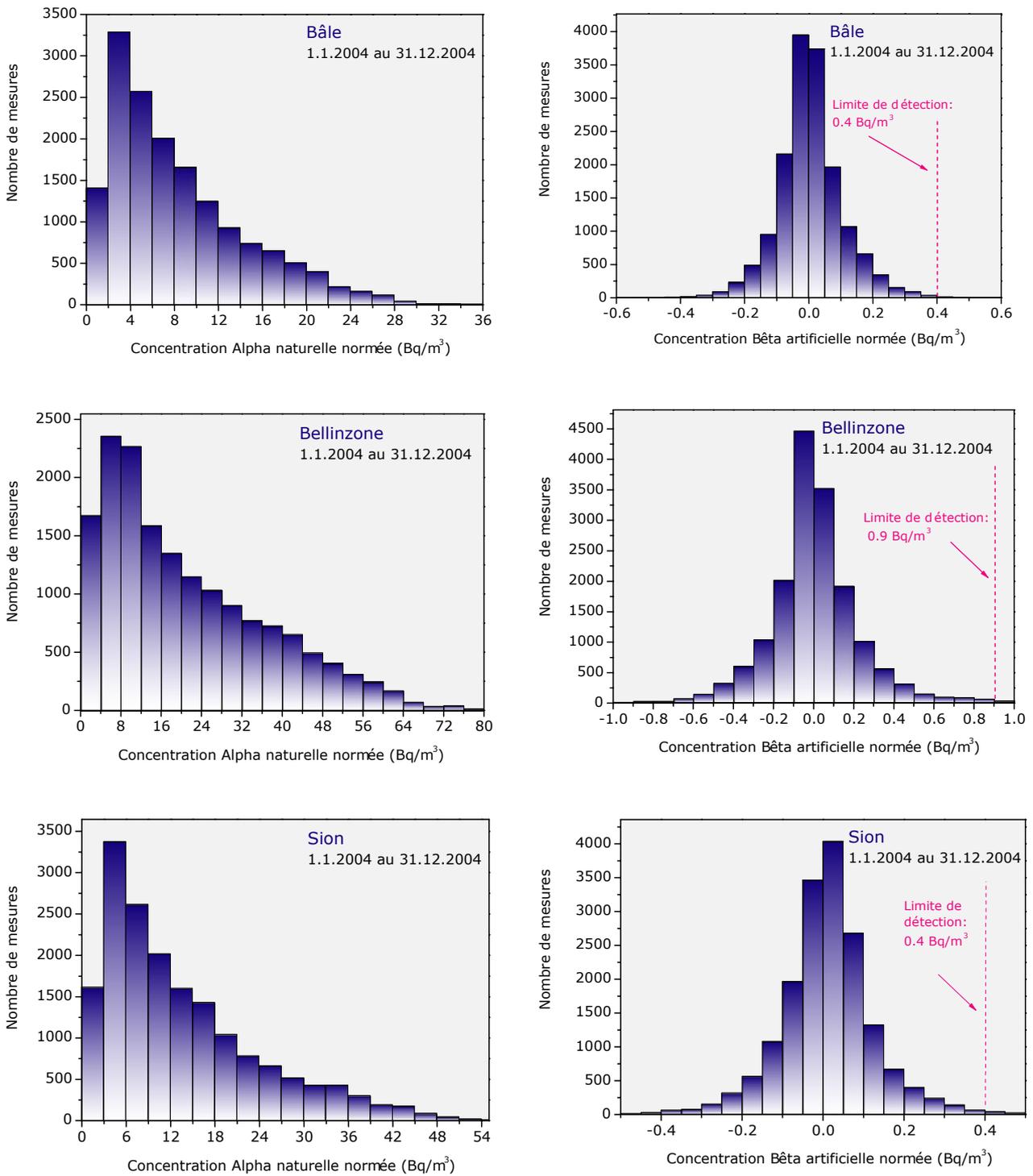


Figure 5
Histogrammes des concentrations alpha naturelles et des concentrations bêta artificielles compensées des stations de Bâle, Bellinzona et Sion.

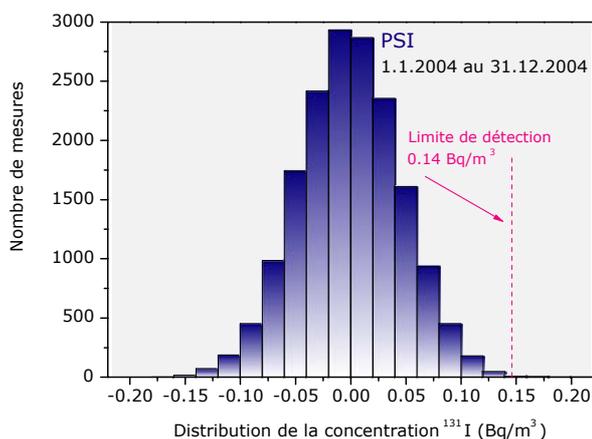
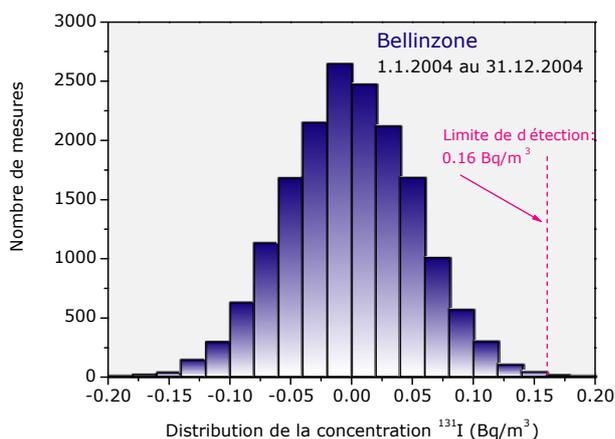


Figure 6
Histogrammes de la concentration moyenne du ¹³¹I des stations de Bellinzona et du PSI

4.1.2 Précipitations

Les échantillons de pluie ont été collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt et Gösgen-Däniken ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos, Cernier/NE, Fribourg, Locarno-Monti et La Valsainte/FR) et mesurés chaque mois. Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté au cours de l'année 2004. Des valeurs comprises entre 0.1 et 1.5 Bq/l ont été mesurées pour le ⁷Be naturel.

Les concentrations de tritium mesurées dans les pluies de Fribourg sont inférieures à 3 Bq/l. Les activités en tritium des échantillons de pluie récoltés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg et Gösgen-Däniken sont semblables à celles de la station de référence de Fribourg (valeur maximale de 3.2 Bq/l). Des valeurs légèrement plus élevées (comprises entre 5 et 9 Bq/l) ont été mesurées dans les eaux de pluies de Leibstadt et Beznau en début d'année (voir Chap. 8.3).

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

Des échantillons de pluie 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 et un mélange des semaines est mesuré chaque mois (tous les 14 jours pour Teufen et Niederwangen) afin de déterminer l'activité du tritium dans les précipitations. Les résultats sont résumés dans le tableau 1. A Niederwangen, l'activité du tritium dans l'humidité de l'air a également été mesurée tous les 14 jours (Fig. 7). Les valeurs mesurées se situent entre 1.6 et 23 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 9 Bq/m³.

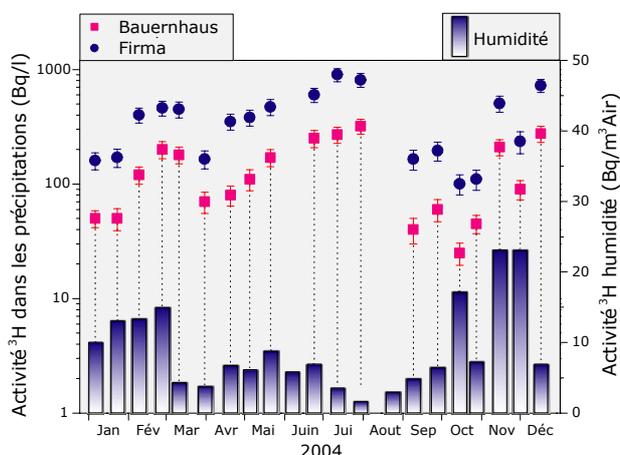


Figure 7
Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) à Niederwangen/BE.

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 | < 10 | --- |
| Teufen/AR 65 m E Firma TCT | 20 – 790 | 211 |
| Niederwangen/BE | | |
| Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise | 25 – 320 | 140 |
| Garage 200 m SW de l'entreprise | 35 – 310 | 140 |
| Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise | 40 – 350 | 160 |
| Firma Schär 320 m NE de l'entreprise | 100 – 900 | 390 |

4.1.3. Rivières

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, à l'exception de traces de ¹³⁷Cs détectées sporadiquement (valeurs comprises entre 5 et 11 mBq/l). Les activités des divers émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chap. 4.2.

Les activités moyennes du tritium mesurées en 2004 dans les eaux du Ticino et du Rhône, ainsi que dans celles de l'Aar collectées en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg sont inférieures à 2 Bq/l. La concentration moyenne du tritium mesurée dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, est de 2.6 ± 1 Bq/l. On trouvera un résumé des valeurs de tritium mesurées dans les précipitations et les rivières au Chap. 7.1.

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 quantités de tritium et d'¹³¹I 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. Un pic de concentration de tritium atteignant 270'000 Bq/l a été observé à la mi-août dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle. Cinq autres augmentations, certes plus faibles, mais relativement importantes (entre 10'000 Bq/l et 16'000 Bq/l) ont également été détectées au cours de l'année 2004. Ces pics de concentration ont eu lieu sur de courtes périodes (1 ou 2 jours consécutifs). Ce phénomène avait déjà été observé en 2003, où des concentrations encore plus élevées avaient été mesurées. L'origine de ces fortes augmentations n'a toujours pas été éclaircie, malgré les recherches menées par le laboratoire cantonal de Bâle-Ville en collaboration avec l'OFSP. Toutefois, la combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue une explication possible.

Les valeurs de tritium (³H) observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds s'expliquent par le fait que l'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrive également dans la STEP. Pour l'année 2004, la charge en tritium à la sortie de la STEP de la Chaux-de-Fonds est estimée à 1.3 TBq. Cette valeur est en diminution constante depuis le début des années nonantes (42 TBq en 1990, 4.2 TBq en 2000).

Tableau 2

Tritium (³H) 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 | KL-BS | ¹³¹ I | 52 | < 0.05 - 0.75 | 0.21 | --- |
| | | ³ H | 52 | 2.7 - 7.8 | 5.15 | 5.4 |
| Incinération Bâle | | ¹³¹ I | 50 | < 0.1 - 2.2 | --- | --- |
| | | ³ H | 297 | 100 - 270'000 | 462 | 2684 |
| STEP Berne | Labor Spiez | ¹³¹ I | 53 | < 0.1 - 1.8 | 0.36 | --- |
| | SUER | ³ H | 12 | < 10 | --- | --- |
| Incinération Bienne | SUER | ³ H | 51 | < 10 - 790 | 30 | --- |
| STEP La Chaux-de-Fonds | SUER | ³ H | 52 | < 10 - 1460 | 105 | 180 |
| STEP Lausanne | IRA | ¹³¹ I | 42 | < 0.5 | --- | --- |
| | | ³ H | 12 | < 3 - 8 | --- | --- |
| STEP Zürich | EAWAG | ¹³¹ I | 52 | < 0.5 | --- | --- |
| | SUER | ³ H | 13 | 1.5 - 2.6 | 2.0 | 2.0 |

4.2 Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Grieder, I. Brunner
EAWAG, Abteilung SURF/RT, 8600 Dübendorf

Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{60}Co von Mühleberg, ^{58}Co von Beznau und ^{137}Cs vom Tschernobylunfall nachgewiesen. In den Sedimentfallenproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln wurden zusätzlich noch ^{54}Mn und in Hagneck vereinzelt ^{65}Zn gefunden, vor allem zu Zeiten der Revisionen. Im Rahmen der jährlich durchgeführten koordinierten Abgabe wurde am 5.10.04 die Dispersion der vom Kernkraftwerk Beznau in die Aare eingeleiteten Radionuklide bis zum KW Klingnau modellmässig bestimmt und mittels Messungen erfolgreich bestätigt. Im Rhein oberhalb der Aaremundung konnten keine künstlichen Radionuklide festgestellt werden. In Fischen waren nur ^{40}K und in Wasserpflanzen ^{40}K und geringe Spuren von ^{60}Co und ^{137}Cs nachweisbar. 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 vier Monatsproben Spuren von ^{137}Cs und fünf ^{131}I (bis 29.4 ± 4.5 Bq/L). Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

4.2.1 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.

4.2.2 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.

4.2.3 Kernanlagen

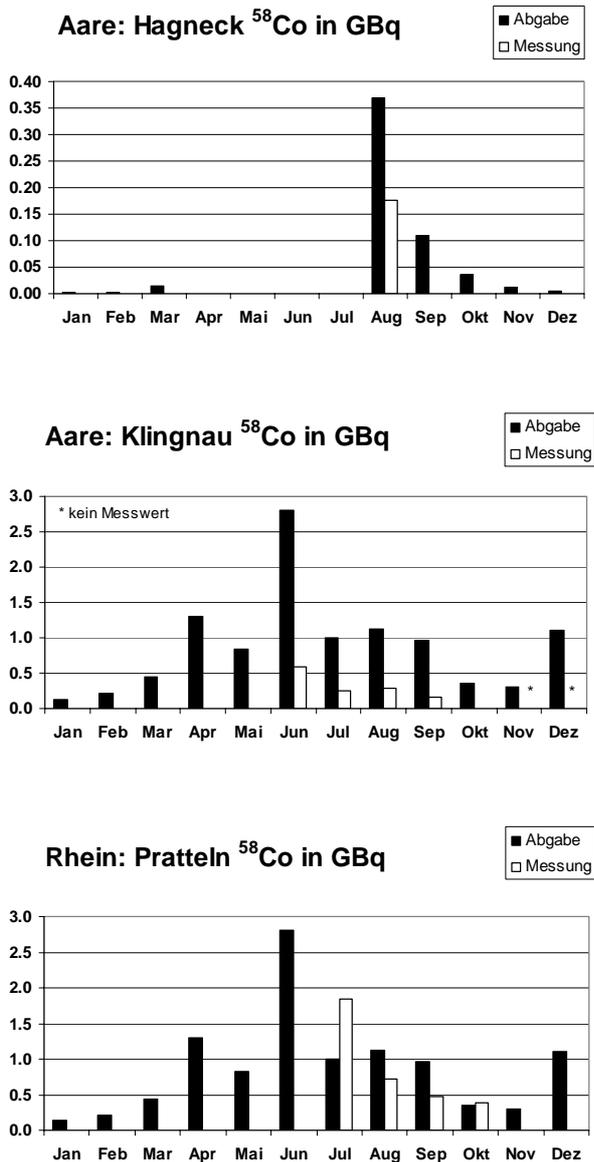


Figur 1
Probensammler in Pratteln

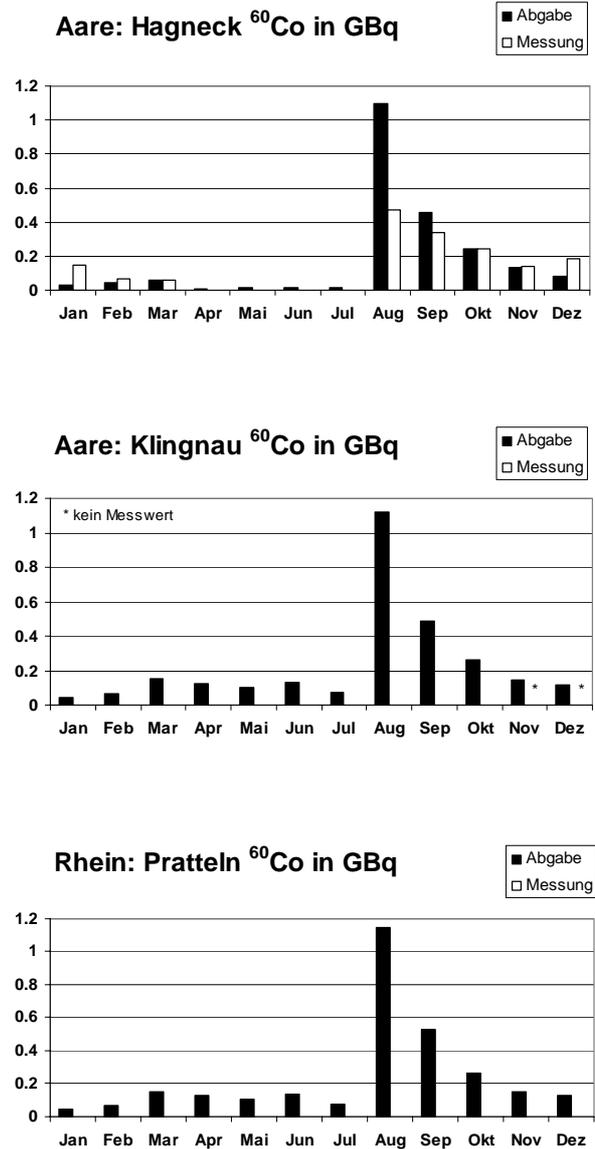
Wasserproben

Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten gesammelt. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die

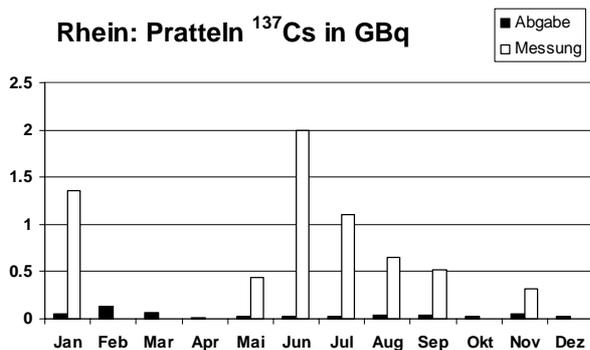
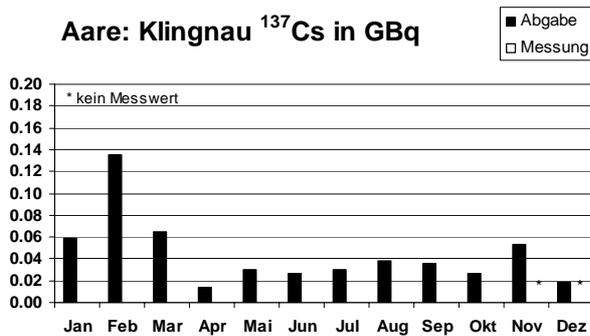
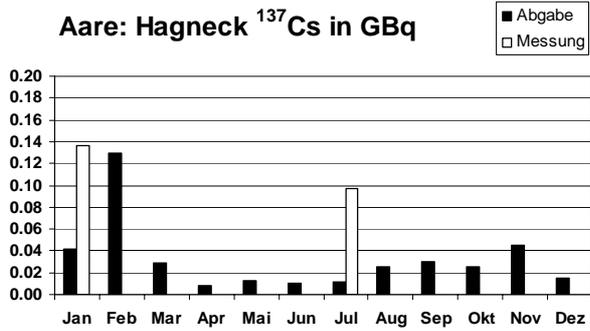
Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen und die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 100 L ergibt. Um Beschädigungen durch Treibholz und Störungen durch eine neu erstellte Abwasserleitung einer Kläranlage zu vermeiden, wurde die Probenahmestelle in Klingnau auf die Unterseite des Wehrs verlegt.



Figur 1
⁵⁸Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (schwarz) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten. ⁵⁸Co stammt zum grössten Teil von Beznau. In Hagneck liegen deshalb die Messwerte mit Ausnahme der Augustprobe unter der Nachweisgrenze.



Figur 2
⁶⁰Co-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 ⁶⁰Co sedimentiert. Alle übrigen Messwerte liegen unter der Nachweisgrenze.



Figur 3
¹³⁷Cs-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass ¹³⁷Cs im Rhein in Pratteln primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.

Die Figuren 1 bis 3 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahmestationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken abgegebenen Aktivitäten von ⁵⁸Co, ⁶⁰Co und ¹³⁷Cs zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).

⁵⁸Co stammt vor allem aus den Kernkraftwerken in Beznau. Die höchsten Aktivitäten wurden in den Sommermonaten gemessen zu den Zeiten der Revisionen (Mühleberg: 7.8.-31.8., Beznau 1: 24.5.-10.7., Beznau 2: 31.7.-10.8.). Die gemessenen Aktivitäten sind generell etwas tiefer als die Abgaben, was zu erwarten ist, da ein Teil des Kobalts sich an Partikel anlagert und sedimentiert. Aufgrund unserer Messungen haben ca. 3.4 GBq

⁵⁸Co im Rhein die Schweiz verlassen, was rund 31% der Abgaben entspricht.

Im Gegensatz zu ⁵⁸Co stammt das meiste ⁶⁰Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im Mai bis August während der Revision. Die Übereinstimmung zwischen Abgabe und Messung ist unter Berücksichtigung der Sedimentation sehr gut.

Bei den andern Probenahmestationen liegen die Messwerte unter der Nachweisgrenze oder fehlen als Folge technischer Probleme.

Im Falle von ¹³⁷Cs (Fig. 3) liegen mit zwei Ausnahmen alle Messwerte von Aarewasser unterhalb der Nachweisgrenze (0,2 – 0,6 Bq/m³). Im Rhein dagegen war ¹³⁷Cs messbar und ergab Werte, die deutlich über den Abgaben liegen. Dieses Phänomen, das auch in früheren Jahren beobachtet wurde, ist vor allem auf die Remobilisierung von ¹³⁷Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

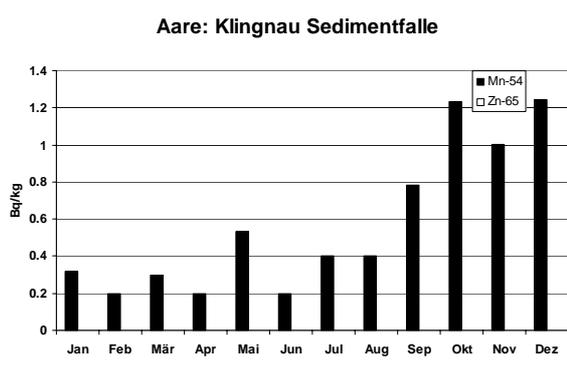
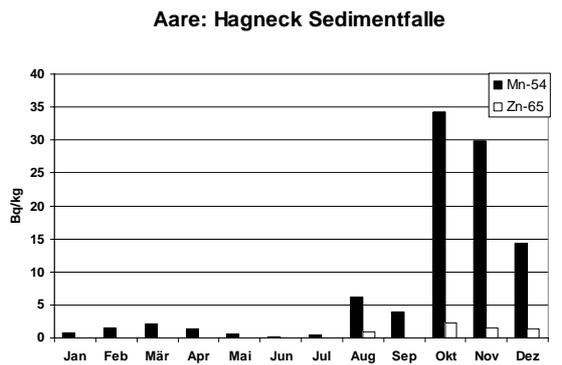
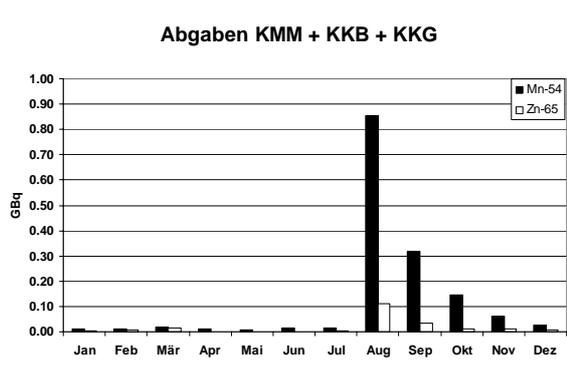
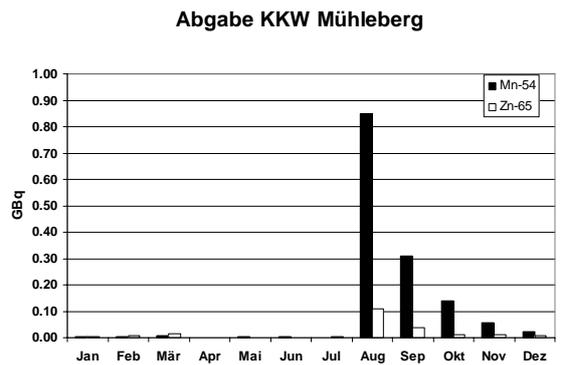
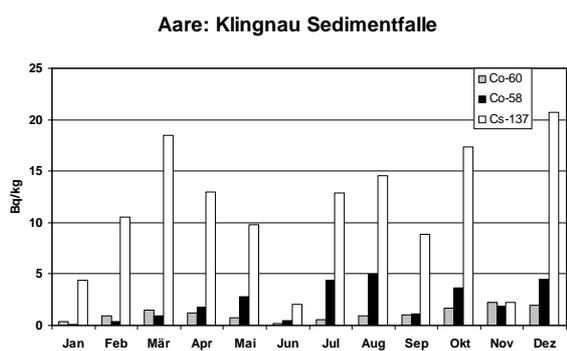
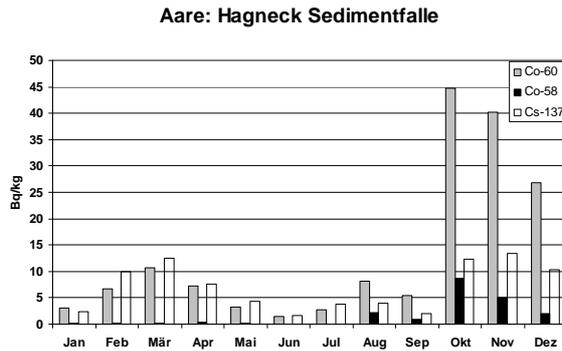
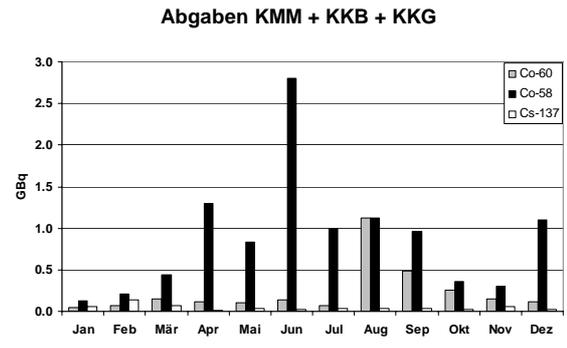
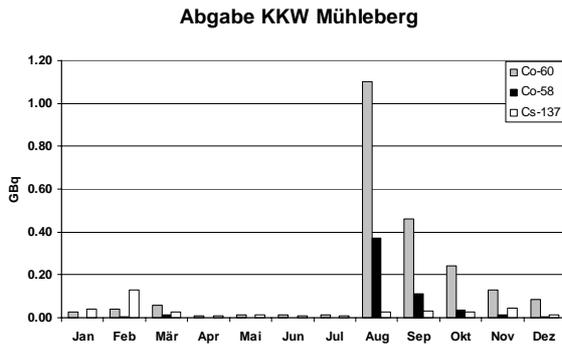
Ausser in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide (z.B. ⁵⁴Mn, ⁶⁵Zn) nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ⁷Be, ⁴⁰K und ²¹⁰Pb.

Sedimentproben



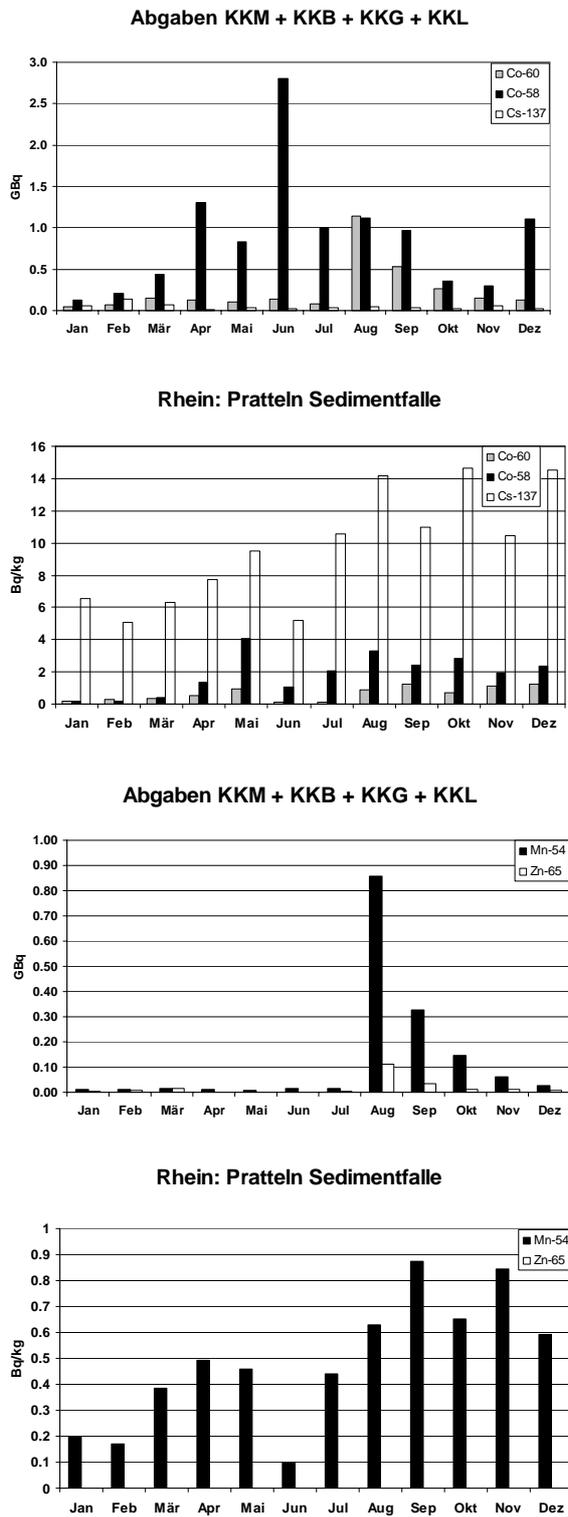
Figur 2
Sedimentfallen in Hagneck

Bekanntlich sind die meisten von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Fliesseigenschaften 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 4
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. Wie erwartet steigen die Konzentrationen während und nach den erhöhten Abgaben im Sommer deutlich an.

Figur 5
Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ¹³⁷Cs, das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt. Die Aktivitäten von ⁵⁸Co und ⁵⁴Mn sind nach den Abgaben erhöht, ausser im Juni.



Figur 6

Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie in Klingnau. ¹³⁷Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und ⁵⁸Co ist erhöht während und nach den Revisionen der 2 Reaktorblöcke in Beznau. Die ⁶⁵Zn Werte liegen wie auch bei Klingnau unter der Nachweisgrenze.

Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 4 bis 6 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 den Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Bis auf ¹³⁷Cs, 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 ⁶⁰Co und keine von ⁶⁵Zn gemessen werden (Fig. 5). ⁵⁸Co und ⁵⁴Mn, zeigen generell eine gute Übereinstimmung, wobei bei ⁵⁴Mn die Messwerte relativ nahe an der Nachweisgrenze liegen und damit die Unsicherheit entsprechend gross sind (ca.20 - 50%). Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei ¹³⁷Cs, das wie bereits erwähnt auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl Ausfall kontaminiert worden waren.

Auch in Pratteln war ¹³⁷Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene ⁵⁸Co (Juni bis August) war ebenfalls gut nachweisbar, während die ⁵⁴Mn-Werte wieder nur wenig über der Nachweisgrenze lagen. ⁶⁵Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden ($\leq 0,5 - 1.8$ Bq/kg).

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2004 wurden 2 Fische aus der Aare untersucht, ein Barsch aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg und ein Alet aus der Gegend unterhalb Beznau. Beide Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei beiden wurde natürliches ⁴⁰K (520-800 Bq/kg) gefunden, künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

In Moos von Hagneck wurden Spuren von ⁵⁴Mn und ⁶⁰Co gefunden, in Moos aus dem Klingnauer Stauee und unterhalb Leibstadt etwas ¹³⁷Cs (10 ± 1 Bq/kg).

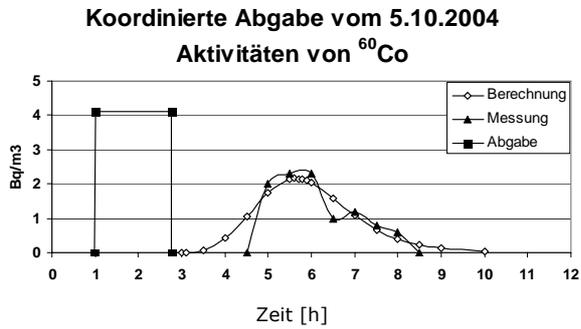
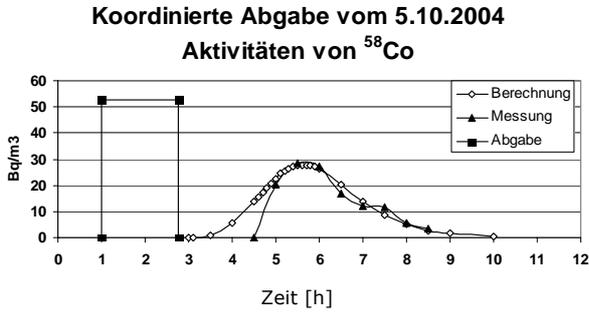
Grundwasser

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (28.7.04), Aarberg (25.8.04) und Döttlingen (7.5.04) Proben von je 100 L genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

Koordinierte Abgabe

Wie jedes Jahr wurde auch in diesem Jahr wieder eine koordinierte Abgabe durchgeführt. Sie fand gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Beznau am 5. Oktober statt. Innerhalb von 1 Std. 45 Min. wurden total 87.5 MBq ⁵⁸Co und 6.7 MBq ⁶⁰Co in 19.3 m³ Abwasser in die Aare eingeleitet, die zu dieser Zeit 323 m³/s Wasser führte (Fig. 7).

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

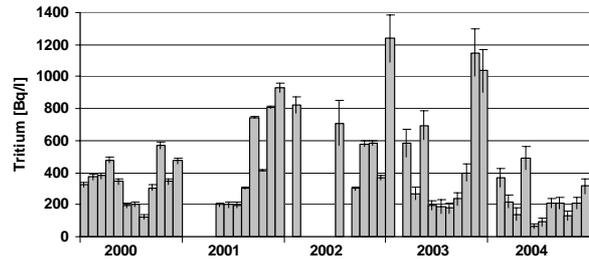


Figur 7
Resultate der koordinierten Abgabe vom 5.10.2004, die gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Beznau durchgeführt wurde. Innerhalb von 1 Stunde 45 Minuten wurden total 87.5 MBq ⁵⁸Co und 6.7 MBq ⁶⁰Co in 19.3 m³ Wasser an die Aare abgegeben (Rechtecke).

Fig. 7 zeigt den Vergleich zwischen den gemessenen und den berechneten spezifischen Aktivitäten von ⁵⁸Co und ⁶⁰Co. Messungen und Modellrechnungen stimmen gut überein und deuten darauf hin, dass die Sedimentation über die relativ kurze Strecke nur gering ist.

4.2.4 Andere Betriebe RC Tritec AG / Teufen

Niederschlag Teufen

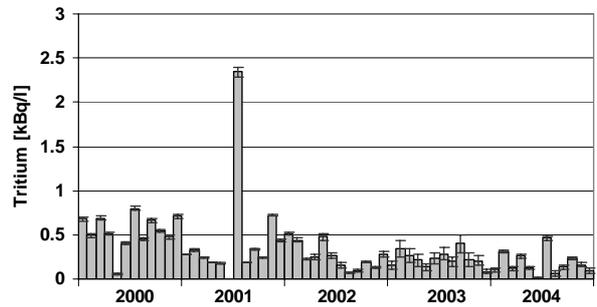


Figur 8
Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Die meisten Werte liegen tiefer als der letztjährige Mittelwert.

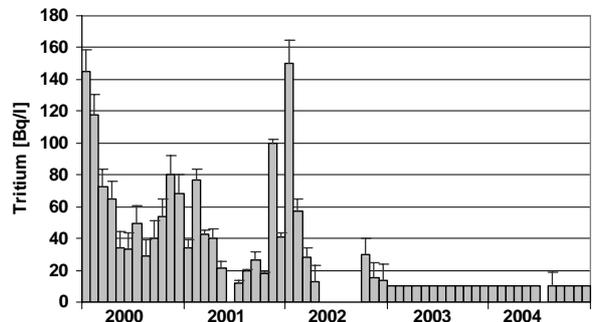
Fig. 8 zeigt die Resultate der Tritium Analysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die SUEr gemessen wurde. Der Mittelwert ist erneut tiefer als im Vorjahr. Die Probe für den Monat Januar fehlt.

Messungen in der Umgebung von La Chaux de Fonds

Gereinigtes Abwasser ARA La Chaux de Fonds



Niederschlag La Chaux de Fonds



Figur 9
Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA und im Niederschlag von La Chaux-de-Fonds. Die Werte im Abwasser stabilisieren sich weiter auf einem sehr tiefen Niveau. Im Niederschlag liegen sie unter der Nachweisgrenze von 10 Bq/L. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die SUEr und ab 2003 durch das Labor Liebefeld.

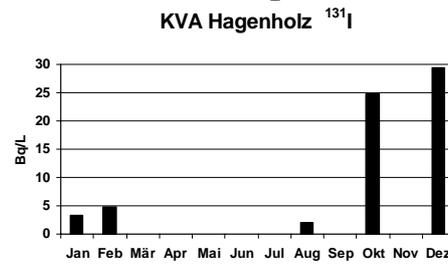
In Fig. 9 sind die Tritium Konzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds sowie im Niederschlag dargestellt. Der seit längerer Zeit beobachtete Trend zu niedrigeren Werten hat sich auf tiefem Niveau stabilisiert. Im Niederschlag liegen die Tritiumwerte durchwegs unterhalb der Nachweisgrenze von 10 Bq/L.

Insgesamt wurden durch den Regen 2004 <5 kBq Tritium pro m² deponiert. Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr etwa 1.0 TBq Tritium abgegeben. Nach Angaben der SUVA wurden in La Chaux-de-Fonds 8.3 TBq Tritium verarbeitet.

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 ⁴⁰K konnten keine Radionuklide, insbesondere auch kein ¹³¹I, festgestellt werden. Bei den Proben werden noch die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2004 lag bei 2.0±0.7 Bq/L.

Kehrichtverbrennung



Figur 10

¹³¹I Konzentrationen der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz.

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 5 Monatsproben wurde ¹³¹I gefunden (s. Fig. 10) in 4 Monatsproben ¹³⁷Cs (0.2 ± 0,1 Bq/L).

Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelt ⁴⁰K 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 2004 liegen noch nicht vor. 2003 betragen die Tritiumkonzentrationen im Mittel 1.22±0.20 Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

4.3. Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, T. Schmittler, F. Barraud, J. Dlala et J.-F. Valley

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

H. Völkle, M. Jungck

Section de surveillance de la radioactivité, OFSP, Ch. du Musée 3, 1700 Fribourg

M. Burger, E. Schmid, F. Byrde, R. Holzer

Laboratorium 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}Cs et ^{90}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 réalisés en atmosphère dans les années soixante et de l'accident de Tchernobyl. L'activité de l'herbe est faiblement corrélée à l'activité dans le sol mais plus fortement corrélée au contenu en calcium du sol et de l'herbe. Enfin une étude détaillée dans le Jura a montré que le ^{90}Sr avait migré en profondeur dans le sol et se retrouve également dans le karste.

4.3.1 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 principales contributions à la présence de radioactivité artificielle dans l'environnement en Suisse. Le transfert de la radioactivité à la chaîne alimentaire et à l'homme est ainsi dirigé essentiellement par des mécanismes de mobilisation des radioéléments dans la zone racinaire (rhizosphère). Parmi ces mécanismes, le transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr du sol à l'herbe est le facteur limitant de la contamination du lait et des céréales. Un certain laps de temps après une déposition de ^{137}Cs dans le sol, les particules de sol, notamment les argiles, vont fixer le césium de telle sorte que son transfert aux plantes est de plus en plus difficile. Les mécanismes de transfert du ^{137}Cs sont alors dirigés par les mêmes interactions dans la rhizosphère que pour le transfert du K, un analogue chimique au césium, vers la plante [1]. Pour le ^{90}Sr , ces interactions sont dirigées par le calcium contenu dans le sol et le métabolisme, notamment le besoin en calcium, de la plante et de la vache [2].

Dans la première partie de ce travail, des échantillons de sol (couche 0-5 cm) ont été prélevés et l'activité en ^{137}Cs et ^{90}Sr déterminée. L'herbe prélevée sur le sol en question a également été mesurée pour en déterminer l'activité en ^{137}Cs et

^{90}Sr . Ces deux échantillons permettent une surveillance des dépositions surfaciques de radioactivité. Dans la deuxième partie du travail, un site du Jura a été étudié en détail, afin d'évaluer la mobilité du ^{90}Sr dans un système karstique.

4.3.2 Résultats de la surveillance

Le tableau 1 présente les résultats obtenus en 2004 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}K est présent dans tous les sols dans un intervalle de 170 à 830 Bq/kg avec un contenu en potassium faible pour les sols du Jura (max 250 Bq/kg), moyen pour le plateau suisse (300-500 Bq/kg) et relativement élevé pour le Tessin (500-850 Bq/kg). Le contenu en potassium des sols est une donnée importante du transfert du ^{137}Cs vers la plante. Associé à la présence d'argile, il contribue à diminuer le facteur de transfert sol-plante pour le ^{137}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}Cs des sols atteint facilement 100 à 500 Bq/kg contre 10-50 pour le plateau suisse (30-70 Bq/kg pour le Jura et le nord des Alpes). Il n'est alors pas surprenant que l'herbe y soit plus active qu'ailleurs en Suisse et des activités en ^{137}Cs jusqu'à 70 Bq/kg y sont parfois mesurées (moyenne d'environ 20 Bq/kg). Ce

comportement se répercute également dans le lait puisqu'en 2003 les laits du Tessin présentaient une activité moyenne en ^{137}Cs de 20 Bq/l alors que tous les laits de Suisse en dehors du Tessin ont une activité inférieure à 2 Bq/l [3].

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}Sr dans les sols sont situés entre 4 et 6 Bq/kg sur le plateau suisse et entre 8 et 20 Bq/kg au Tessin. Comme pour le ^{137}Cs , le Jura et le nord des Alpes présentent une situation intermédiaire avec des activités entre 7 et 16 Bq/kg. L'analyse de l'activité en ^{90}Sr des herbes est plus délicate car plusieurs facteurs contradictoires peuvent être invoqués pour interpréter les résultats. Par exemple il apparaît assez logique que plus la concentration en ^{90}Sr du sol est grande (Bq/kg), plus l'activité de l'herbe (Bq/kg) sera importante. Toutefois, l'analyse de la base de données de l'IRA (n=85, 1999-2004) indique une faible corrélation entre ces deux paramètres, avec un coefficient de Pearson de 0.33. Lorsque la statistique porte sur les résultats exprimés en Bq/g Ca, le coefficient de Pearson atteint 0.72. Le rôle du calcium, un analogue chimique du strontium, est ainsi déterminant dans le transfert du ^{90}Sr du sol à la plante. La Figure 1 présente les fréquences cumulées du contenu en calcium des herbes prélevées en Suisse. 80% des herbes ont un contenu en calcium compris entre 3 et 20 g Ca/kg MS (moyenne de 15 g Ca/kg). Au Tessin par contre, le contenu en calcium des herbes est nettement inférieur (moyenne de 10 g Ca/kg, n=19, Figure 1, carrés). L'activité en ^{90}Sr des herbes peut ainsi atteindre facilement 80

Bq/kg grâce à une très faible teneur en calcium des sols. La situation est inversée dans le Jura où, malgré une déposition surfacique assez importante (1200 Bq/m² en moyenne), l'activité en ^{90}Sr de l'herbe ne dépasse pas 5 Bq/kg. La forte teneur en calcium des sols calcaires du Jura contribue à diminuer le facteur de transfert du ^{90}Sr du sol vers la plante.

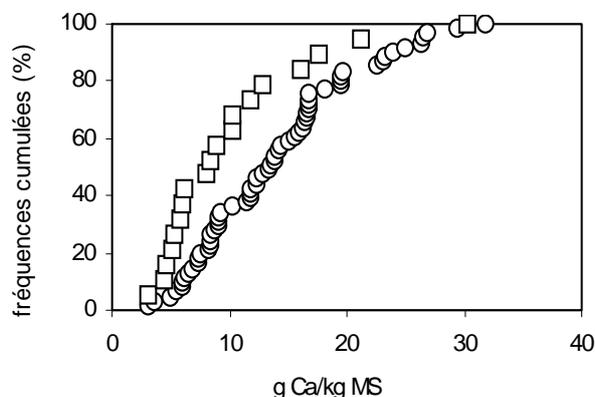


Figure 1
Fréquences cumulées du contenu en calcium (g Ca/kg MS) des herbes prélevées en: \square Suisse sans le Tessin ; \circ Tessin dans le cadre de la surveillance de la radioactivité.

L'activité en Bq/g Ca des herbes se répercute sur l'activité en ^{90}Sr des laits. Les valeurs pour le Tessin sont les plus élevées mesurées en Suisse avec 0.6 Bq/g Ca (valeurs 2003) alors que dans le Jura l'activité ne dépasse pas 0.025 Bq/g Ca. Grâce à un fort taux de calcium du sol et de l'herbe dû au dépôt sédimentaire calcaire, l'activité en ^{90}Sr des laits du Jura reste parmi les plus faibles mesurés en Suisse, alors que la déposition de ^{90}Sr peut atteindre jusqu'à 2700 Bq/m²[3].

Tableau 1

⁴⁰K, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr dans les sols en Suisse en 2004 (Bq/kg de matière sèche)

| Canton/Lieu | n | ⁴⁰ K | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr | ²³⁹ + ²⁴⁰ Pu | ²⁴¹ Am |
|---------------------------------|---|-----------------|-------------------|-------------------|---------------------------|------------------------------------|-------------------|
| AG (Voisinage KKB) | 2 | 450 - 490 | --- | 23 - 41 | 4.3±0.5 | 0.13±0.01 | 0.041±0.004 |
| AG (KKB in-situ) | 2 | 310 - 420 | --- | 13 - 20 | --- | --- | --- |
| AG (PSI-Oase) | 1 | 470±70 | --- | 13±2 | 4.3±0.4 | 0.14±0.01 | 0.069±0.008 |
| AG (PSI in-situ) | 1 | 320±10 | --- | 4±0.5 | --- | --- | --- |
| AG (ZWILAG) | 1 | 440±60 | --- | 15±3 | 5.0±0.4 | 0.25±0.02 | 0.078±0.008 |
| AG (ZWILAG in-situ) | 1 | 350±10 | --- | 13±1 | --- | --- | --- |
| AG (Voisinage KKL) | 4 | 420 - 490 | --- | 19 - 21 | 5.4±0.4 | 0.19±0.01 | 0.078±0.008 |
| AG (KKL in-situ) | 4 | 340 - 370 | --- | 15 - 16 | --- | --- | --- |
| AG/SO (VoisinageKKG) | 4 | 420 - 470 | --- | 19 - 23 | 5.1±0.5 | 0.24±0.01 | 0.081±0.010 |
| AG/SO KKG in-situ) | 4 | 302 - 360 | --- | 11 - 15 | --- | --- | --- |
| BE (Voisinage KKM) | 4 | 450 - 820 | --- | 10 - 23 | 6.0±0.3 | 0.24±0.01 | 0.088±0.008 |
| BE (KKM in-situ) | 4 | 370 - 680 | --- | 5 - 17 | --- | --- | --- |
| BE (Allmendhubel) ¹⁾ | 1 | 524±26 | < 0.3 | 55±6 | S :24.8±4.2 l:16.3±0.5 | 1.52±0.10 | 0.62±0.04 |
| BE (Gimmelwald) ²⁾ | 1 | 335±16 | < 0.2 | 19±1 | S: 5.7±0.7 l: 7.6±0.3 | 0.48±0.02 | 0.21±0.02 |
| BE (Fahrni) ³⁾ | 1 | 450±25 | < 0.2 | 17±1 | S: 3.8±0.6 l: 7.6±0.5 | 0.45±0.05 | 0.20±0.01 |
| BE (Diesse/Jura) | 1 | 420±20 | < 0.2 | 23±1 | S: 5.2±0.4 l: 8.4±0.5 | 0.45±0.05 | 0.20±0.02 |
| BL (Sissach) | 1 | 660±70 | < 0.5 | 30±3 | --- | --- | --- |
| FR (Grangeneuve) | 1 | 510±80 | < 1 | 18±3 | 7.3±0.5 | 0.37±0.06 | 0.15±0.02 |
| FR (Fribourg, in-situ) | 1 | 390 - 410 | --- | 10 - 11 | --- | --- | --- |
| GE (Vois. CERN) | 4 | 370 - 420 | --- | 14 - 19 | 6.3±0.7 | --- | --- |
| GE (CERN in-situ) | 5 | 170 - 430 | --- | 6 - 52 | --- | --- | --- |
| GR (Chur) | 1 | 511±13 | < 0.6 | 18.4±0.4 | 7.4±0.4 | 0.40±0.01 | 0.16±0.02 |
| GR (Davos) | 1 | 260±11 | < 1 | 73±1 | 16.3±0.3 | 1.36±0.004 | 0.48±0.02 |
| GR (Laura) | 1 | 390±60 | < 1.5 | 610±70 | 24.5±0.9 | --- | --- |
| GR (Laura) ⁴⁾ | 1 | 580±20 | --- | 240±5 | --- | --- | --- |
| TG (Arenenberg) | 1 | 411±13 | < 0.8 | 87±2 | 3.9±0.4 | 0.20±0.02 | 0.072±0.009 |
| TI (Rasa-Intragna) | 1 | 531±13 | < 0.6 | 192±2 | 8.8±0.8 | <i>En cours</i> | <i>En cours</i> |
| TI (Rodi-Fiesso) | 1 | 408±7 | < 1.0 | 34.4±0.4 | 7.8±0.5 | <i>En cours</i> | <i>En cours</i> |
| TI (Novaggio) | 1 | 529±15 | < 0.8 | 154±2 | 20±1 | <i>En cours</i> | <i>En cours</i> |
| TI (Stabio) | 1 | 550±80 | < 0.9 | 450±50 | --- | --- | --- |
| TI (Stabio) ⁴⁾ | 1 | 600±15 | --- | 300±5 | --- | --- | --- |
| TI (Caslano) | 1 | 510±70 | < 0.8 | 240±30 | --- | --- | --- |
| TI (Caslano) ⁴⁾ | 1 | 660±15 | --- | 160±1 | --- | --- | --- |
| TI (Magadino) | 1 | 830±120 | < 2 | 180±25 | --- | --- | --- |
| TI (Magadino) ⁴⁾ | 1 | 750±15 | --- | 110±5 | --- | --- | --- |
| TI (Brione) ⁴⁾ | 1 | 550±80 | < 0.9 | 92±12 | --- | --- | --- |
| VD (Blécherette) ⁴⁾ | 1 | 410±15 | --- | 12±1 | --- | --- | --- |
| VD (Sottens) ⁴⁾ | 1 | 430±15 | --- | 10±1 | --- | --- | --- |
| VD (Vidy) ⁴⁾ | 1 | 420±15 | --- | 10±1 | --- | --- | --- |
| VD (Pré Magnin) | 1 | 226±12 | < 1 | 68±2 | 13.3±0.7 | 1.21±0.04 | 0.51±0.03 |
| VD (Sasselet) | 4 | 226 - 302 | < 1 | 33-69 | 4.4 - 11.6 | 0.68 - 1.22 | 0.26 - 0.35 |

n = nombre d'échantillons

¹⁾ Alpage; ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine; ⁴⁾ mesure in-situ: S = Mesure Labo Spiez; l = Mesure IRA

Tableau 2

⁷Be, ⁴⁰K, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr dans l'herbe en Suisse en 2004 (Bq/kg de matière sèche)

| Canton/Lieu | n= | ⁷ Be | ⁴⁰ K | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr |
|--------------------------------|----|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|
| AG (Voisinage KKB) | 4 | 100 - 150 | 350 - 980 | < 3 | < 3 | 5.6 - 8.7 |
| AG (PSI-Oase) | 2 | 100 - 300 | 560 - 890 | < 1.5 | 1.8 - 3.3 | — |
| AG (ZWILAG) | 2 | 140 - 270 | 330 - 540 | < 3 | < 1.5 - 2.2 | — |
| AG (Voisinage KKL) | 8 | 110 - 660 | 350 - 850 | < 3 | < 3 - 6.4 | 4.1 - 8.2 |
| AG/SO (Voisinage KKG) | 8 | 160 - 620 | 370 - 1200 | < 3 | < 4 | 3.5 - 20.3 |
| BE (Voisinage KKM) | 8 | 61 - 190 | 530 - 1600 | < 3 | < 3 | 2.4 - 9.1 |
| BE (Almendhubel) ¹⁾ | 1 | — | 790±40 | < 0.4 | 2.0 | 41.6±3.0 |
| BE (Gimmelwald) ²⁾ | 1 | — | 530±26 | < 0.3 | 4.9±0.3 | 3.7±0.3 |
| BE (Fahrni) ³⁾ | 2 | — | 1023±50 | < 0.54 | < 0.3 | 3.2 - 3.7 |
| BE (Diesse/Jura) | 2 | — | 550 - 1290 | < 0.4 | < 0.4 - 0.6 | 0.9 - 1.2 |
| BL (Sissach) | 1 | 90±10 | 870±100 | < 0.2 | 0.9±0.1 | — |
| FR (Grangeneuve) | 1 | — | 1000±150 | < 2 | 4±2 | 6.9±0.7 |
| GR (Chur) | 1 | 435±20 | 484±17 | < 0.8 | 1.0±0.4 | 6.7±0.2 |
| GR (Davos) | 2 | 284 - 290 | 1012 - 1066 | < 0.8 | 0.3 - 0.9 | 6.0 - 19 |
| TG (Arenenberg) | 1 | 57±5 | 513±16 | < 0.8 | < 0.8 | 2.2±0.1 |
| TI (Rasa-Intragna) | 2 | 225 - 232 | 867 - 1036 | < 3 | 8 - 79 | 49.7 - 87.4 |
| TI (Rodi-Fiesso) | 2 | < 190 - 246 | 753 - 1060 | < 2.4 | 1.1 - 20 | 7.2 - 26.0 |
| TI (Novaggio) | 1 | 98±32 | 1024±32 | < 2 | 2.5±0.8 | 14.9 - 29 |
| VD (Sasselet/Jura) | 4 | 77 - 180 | 463 - 587 | < 0.8 | 1.0 - 2.3 | 3.1 - 4.0 |
| VD (Pré Magnin) | 1 | 134±8 | 553±17 | < 0.8 | 4.0±0.6 | 4.7±0.2 |

4.3.3 Etude d'un site du Jura vaudois

Dans le but d'identifier les mécanismes de répartition et de transfert de radioéléments dans les sols du Jura, un site particulier, près du col du Mollendruz, a été étudié en détail. Le site représente une surface de 50x50 m et 6 mesures de spectrométrie in-situ permettant de couvrir l'entier de la surface ont montré une activité en ¹³⁷Cs situé entre 25 et 30 Bq/kg, soit une activité homogène. Le terrain étudié est orienté nord-sud, avec une légère dépression vers le sud en direction du centre de la zone (Figure 2). La zone hachurée représente un sol saturé pratiquement en permanence et la zone pointillée un sol en légère pente vers le centre de la zone saturée.

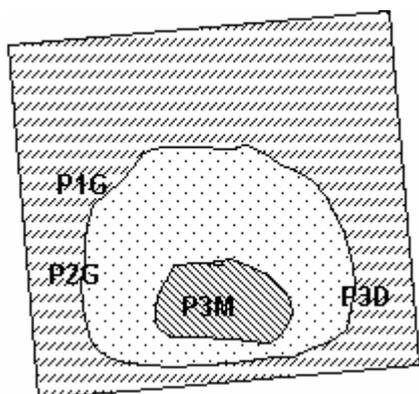


Figure 2.
Endroits de prélèvement des profils de sol sur le site du Sasselet.

Quatre profils de sol jusqu'à 25 cm ont été prélevés et analysés pour déterminer l'activité en plutonium, américium, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr (voir chap.7.2 pour le plutonium et l'américium).

Les résultats des différents profils sont présentés dans les figures 3 et 4.

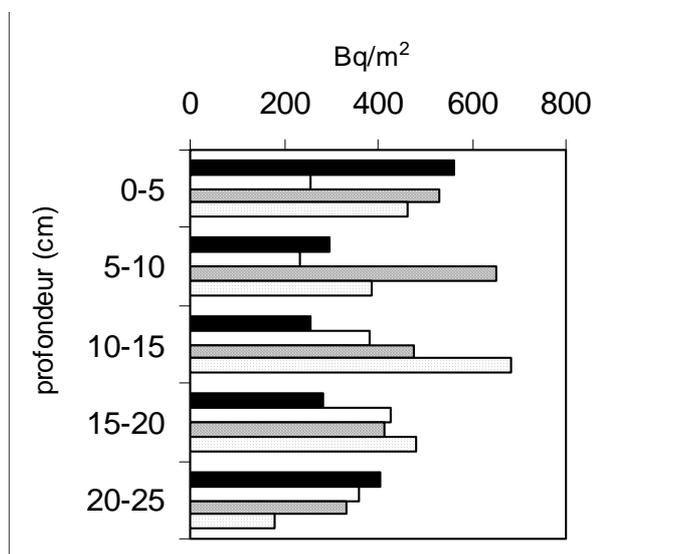


Figure 3
Profils de ⁹⁰Sr des sols du Sasselet : v P2G, o P1G, hachuré : P3D, pointillé : P3M.

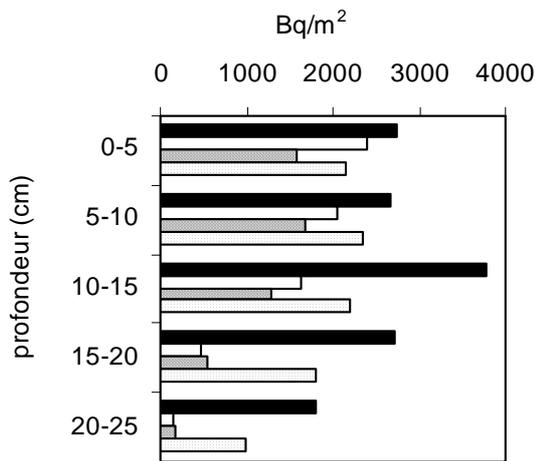


Figure 4
Profils de ^{137}Cs des sols du Sasselet : v P3M, o P1G,
hachuré : P3D, pointillé : P2G.

L'étude des différents profils montre que le ^{90}Sr et le ^{137}Cs ont fortement migré en profondeur dans tous les profils. Cette migration est d'autant plus marquée que l'on se dirige vers le centre de la légère dépression saturée. Le ^{90}Sr montre une forte migration en profondeur avec une compensation dans les 5 premiers centimètres due au recyclage du ^{90}Sr par l'absorption par les plantes puis leur décomposition en surface. Ce mécanisme est particulièrement visible dans les profils P2G et P3M dans lequel le ^{90}Sr a migré vers les couches profondes du sol tout en maintenant une activité importante dans les 5 premiers centimètres de sol.

La déposition de ^{137}Cs atteint 13700 Bq/m^2 au point P3M mais n'est que de 5230 Bq/m^2 au point P3D. On constate donc une remobilisation du ^{137}Cs des bords (P3D) de la légère dépression vers le centre de celle-ci (P3M). Basée sur l'analyse de plutonium [4], la contribution de Tchernobyl à l'activité en ^{137}Cs est de 26% pour le point P3D alors qu'elle atteint 44% pour le point P3M. Des mécanismes de forte redistribution de l'activité en ^{137}Cs de Tchernobyl ont été décrits dans la littérature [5]. La nature de la déposition due à des épisodes des fortes pluies lors du passage du nuage de contamination est responsable de la redistribution de la contamination, notamment par remobilisation des particules de sols et par l'accumulation de neige sur les reliefs suivie de phénomènes d'entonnoirs lors de la fonte des neiges.

L'étude ayant montré une forte mobilité du ^{90}Sr dans le sol du Sasselet, une mesure de ^{90}Sr dans 2×100 litres d'eau (fraction inférieure à $0.45 \mu\text{m}$) prélevée aux sources de la Venoge a été effectuée. Le but était de déterminer si la migration en profondeur du ^{90}Sr avait pour conséquence sa

présence dans le système karstique, le site du Sasselet étant situé dans le bassin versant de la Venoge. Les deux mesures ont montré une activité de 0.5 mBq/l (LD 0.05 mBq/l) confirmant la présence de ^{90}Sr dans le karste.

4.3.4 Conclusions

Les analyses de ^{137}Cs et de ^{90}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. Une analyse détaillée du rôle du calcium dans le transfert du ^{90}Sr du sol vers l'herbe et le lait montre que l'activité élevée en ^{90}Sr des laits du Tessin est due à une déposition surfacique relativement importante mais également à la faible teneur des sols et des herbes du Tessin en calcium, favorisant le transfert du ^{90}Sr vers la plante et le lait. La situation est totalement inversée dans le Jura.

Enfin une étude détaillée d'un site du Jura a montré que le ^{137}Cs et le ^{90}Sr avaient migré dans les couches profondes du sol. Dans un système karstique de faible épaisseur de sol, on peut s'attendre à retrouver une partie de la contamination dans les eaux souterraines. Cette hypothèse a été confirmée par la détermination d'une activité de 0.5 mBq/l dans l'eau prélevée à la source de la Venoge.

4.3.5 Remerciement

André Gurtner et Pierre Beuret (SUEr) sont remerciés pour les mesures de spectrométrie in situ.

4.3.6 Bibliographie

- [1] Albers, B. P et al., Chemosphere 2000, 41, 717
- [2] Beresford, N.A. et al., Environ. Sci. Technol., 2000, 34, 4455-4462.
- [3] Völkle et al. 2003 Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland. Lebensmittel, chap. 5.1. Office Fédéral de la Santé Publique, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg.
- [4] Cizdziel, J.; Hodge, V.; Faller, S. Health Phys., 1999, 77, 67-75.
- [5] Pourcelot, L.; Louvat, D.; Gauthier-Lafaye, F.; Stille, P. J. Environ. Radioact. 2003, 68, 215-233.

4.4 Quell-, Grund- und Sickerwässer

Heinz Surbeck

Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN)
Rue Emile-Argand 11, 2007 Neuchâtel

Zusammenfassung

Erhöhte Radonkonzentrationen, die in den Wässern einiger Schweizer Thermalbäder, Mineralwasserbetrieben und Wasser-Aufbereitungsanlagen gefunden wurden, waren der Auslöser dafür, sich zu überlegen welche Probleme beim Umgang mit natürlich radioaktiven Wässern auftreten könnten. Folgende möglicherweise für den Strahlenschutz relevanten Punkte werden hier näher betrachtet:

- Radon-Transfer vom Wasser in die Raumluft
- Anlagerung von Radon-Zerfallsprodukten
- Anlagerung von Radium und Uran

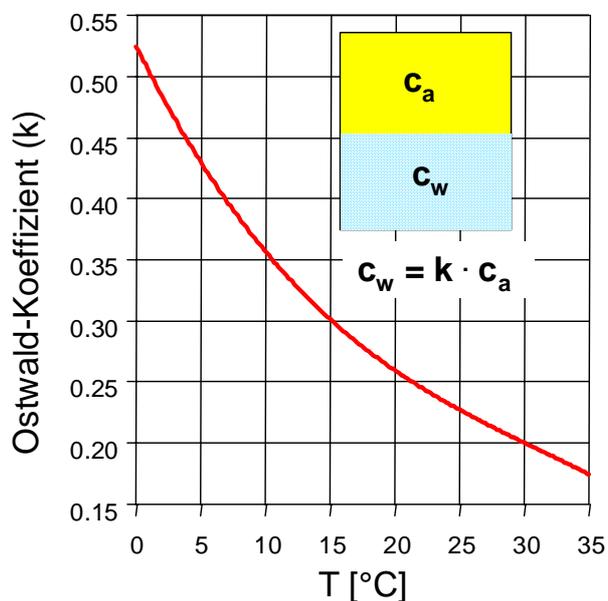
Mögliche Strahlenschutzprobleme beim Umgang mit natürlich radioaktiven Wässern

a) Radon-Transfer vom Wasser in die Raumluft

Nachfragen beim BAG, der SUVA und bei einigen Kantonalen Labors zu Radon-Messungen in Thermalbädern oder sonstigen Wasser verarbeitenden Betrieben ergaben nicht viel. Es scheint, dass die Messungen, die von der SUER 1995 im Wasserwerk der Stadt Basel und 2000 bei Aproz gemacht wurden, die einzigen in der Schweiz geblieben sind (unveröffentlicht). Zusätzliche, in diesem Zusammenhang beschränkt brauchbare Daten gibt es für die Schweiz nur noch aus der Dissertation von Otmar Deflorin (Deflorin 2004), die die Radon-Konzentration in der Raumluft zweier Quellfassungen betreffen (St.Placidus-Quelle, Disentis und Quelle Leis, Vals).

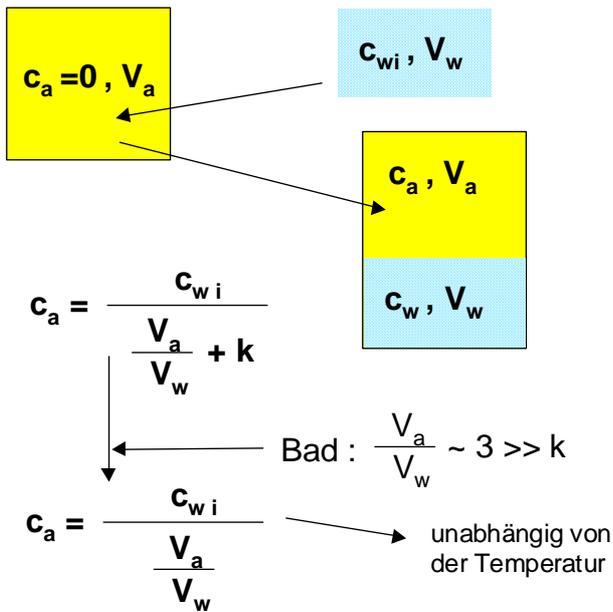
Für Deutschland gibt es zahlreiche Messungen in Wasserwerken, die deutlich erhöhte Radon-Konzentrationen in Arbeitsräumen zeigen ($> 1 \text{ kBq/m}^3$). Für die übrigen EU-Länder sind nur wenige Messungen bekannt. Sie betreffen vor allem Thermalbäder, da in der EU-Direktive zum Schutz des Personals von Industriebetrieben vor Strahlungsbelastung aus natürlichen Quellen (TENORM) die Thermalbäder explizit erwähnt sind.

Mangels ausreichender Daten soll hier versucht werden anhand eines einfachen Transfermodells die mögliche Gefährdung abzuschätzen.



Figur 1
Löslichkeit des Radons im Wasser als Funktion der Temperatur.

In einem geschlossenen Volumen stellt sich ein Gleichgewicht zwischen der Radon-Konzentration im Wasser (c_w) und in der Luft (c_a) entsprechend dem temperaturabhängigen Ostwald-Koeffizienten ein (Fig.1). Wird dagegen Wasser mit der Konzentration c_{wi} mit radonfreier Luft gemischt ergibt sich die Radon-Konzentration in der Luft gemäss Fig. 2. Bei realistischen Annahmen über das Verhältnis von Luftvolumen zu Wasservolumen fällt die Temperaturabhängigkeit des Ostwald-Koeffizienten nicht mehr ins Gewicht. Das Verhältnis c_a/c_{wi} hängt nur noch vom Volumen-Verhältnis V_a/V_w ab. Das zeigt, dass es nicht gerechtfertigt ist, nur in Thermalbädern nach erhöhten Innenluft-Radonkonzentrationen zu suchen. Betriebe, die kaltes Wasser verarbeiten sind genau so betroffen. Der einzige Effekt erhöhter Temperatur dürfte eine raschere Einstellung des Gleichgewichts sein.

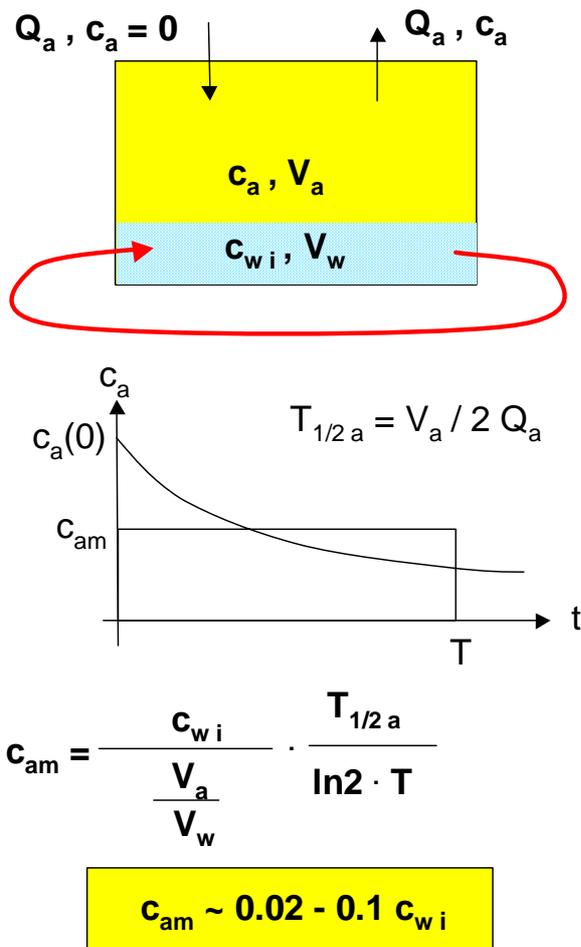


Figur 2
Mischung radonhaltigen Wassers mit radonfreier Luft.

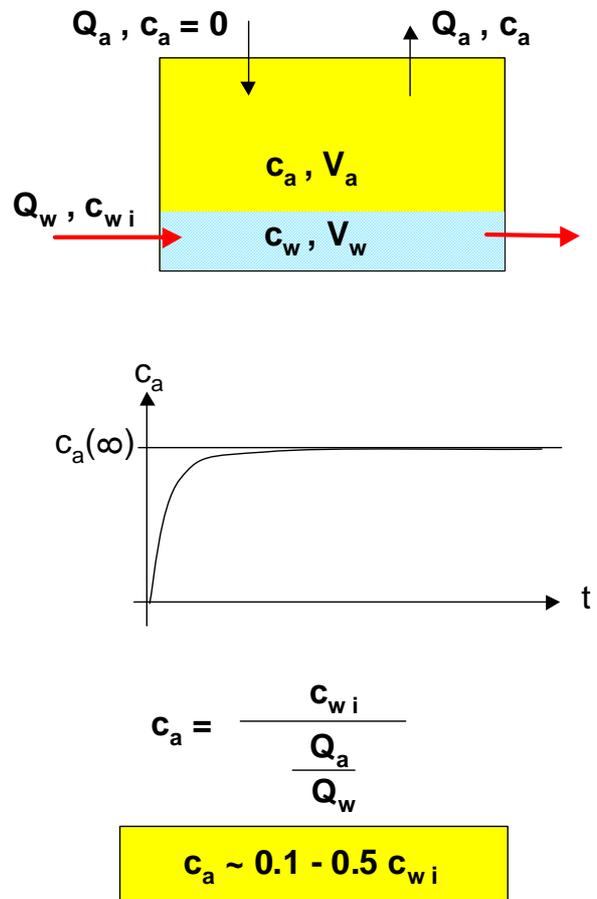
Figur 3 zeigt den Fall, dass der Raum belüftet wird und dass das Wasser nicht kontinuierlich zufließt. Das entspricht der Situation eines Bades, bei dem das Bassin nur nachts gefüllt wird. Q_a ist die pro Zeiteinheit geförderte Luftmenge. Mit einigen Vereinfachungen und realistischen Annahmen für die Volumen-Verhältnisse und die Lüftungsrate ergibt sich, dass für diesen Fall eine mittlere Radonkonzentration in der Raumluft von 0.02 bis 0.1 der ursprünglichen Radonkonzentration im Wasser zu erwarten ist.

Den Fall, dass das Wasser kontinuierlich zugeführt wird zeigt Fig. 4. Nach einigen Vereinfachungen und realistischen Annahmen für die Volumen-Verhältnisse, die Wasserschüttung und die Lüftungsrate ergibt sich für diesen Fall eine Radonkonzentration in der Raumluft von 0.1 bis 0.5 der ursprünglichen Radonkonzentration im Wasser.

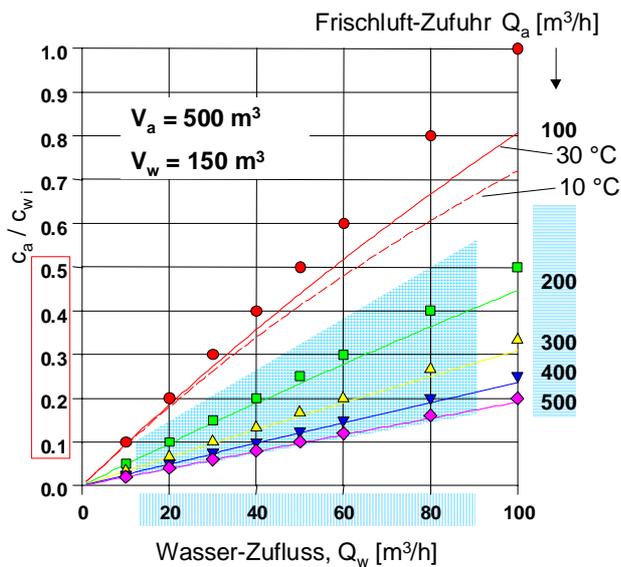
Der Einfluss der Wasserschüttung und der Lüftungsrate auf dieses Verhältnis ist in Fig. 5 zu sehen. Sie zeigt auch, dass die exakte Berechnung nicht wesentlich andere Resultate liefert als die Näherung nach Fig. 4. Blau markiert sind die realistisch zu erwartenden Werte für die Wasserschüttung und die Lüftungsrate.



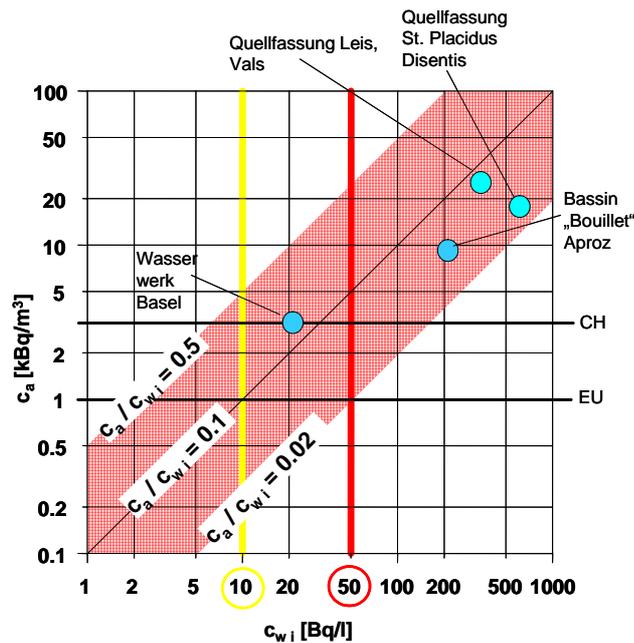
Figur 3
Füllung des Bades über Nacht. Keine Wasserzufuhr während des Tages.



Figur 4
kontinuierliche Wasserzufuhr.



Figur 5
 C_a/C_{wi} als Funktion von Wasser-Zufluss und Lüftungsrate.
 Linien: exakte Rechnung, Symbole: Näherung nach Fig.4.



Figur 6
 Bereich der zu erwartenden Innenluft-Radonkonzentrationen als Funktion der Radonkonzentration im Wasser und einige gemessene Werte. EU: Limite für die Radonkonzentration am Arbeitsplatz in der EU, CH: Schweizer Limite für die Radonkonzentration am Arbeitsplatz.

Die Zusammenfassung in Fig. 6 zeigt den Bereich der zu erwartenden Innenluft-Radonkonzentrationen als Funktion der Radonkonzentration im Wasser. Die 4 tatsächlich in der Schweiz gemessenen Punkte liegen klar in diesem Bereich.

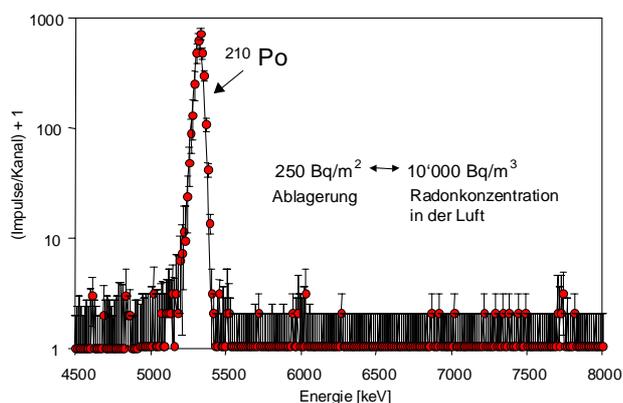
Bei Radonkonzentrationen im Wasser von >10 Bq/l können danach Ueberschreitungen der EU-Limite für das Personal von 1000 Bq/m³ in der Raumluft durchaus vorkommen. Für die Schweizer Limite wären das > 20 Bq/l. Bei Radonkonzentrationen im Wasser von mehr als 50 Bq/l sind Ueberschreitungen beider Limite wahrscheinlich.

Nach der für den Kanton Graubünden gefundene Verteilung der Radonkonzentration in den Grundwässern (Dissertation Deflorin, 2004) liegen 30% der Werte oberhalb 10 Bq/l, 15% oberhalb 20 Bq/l und 5% überschreiten 50 Bq/l. Falls diese Verteilung einigermaßen repräsentativ auch für die ganze Schweiz ist, was aufgrund der breiten Palette geologischer Verhältnisse im Kanton Graubünden nicht abwegig ist, wären in der Schweiz in zahlreichen Wasserwerken und Bädern (nicht nur Thermalbädern), Ueberschreitungen der Limite zu erwarten. Es wäre daher sinnvoll eine entsprechende Messkampagne zu starten.

b) Anlagerung von Radon-Zerfallsprodukten

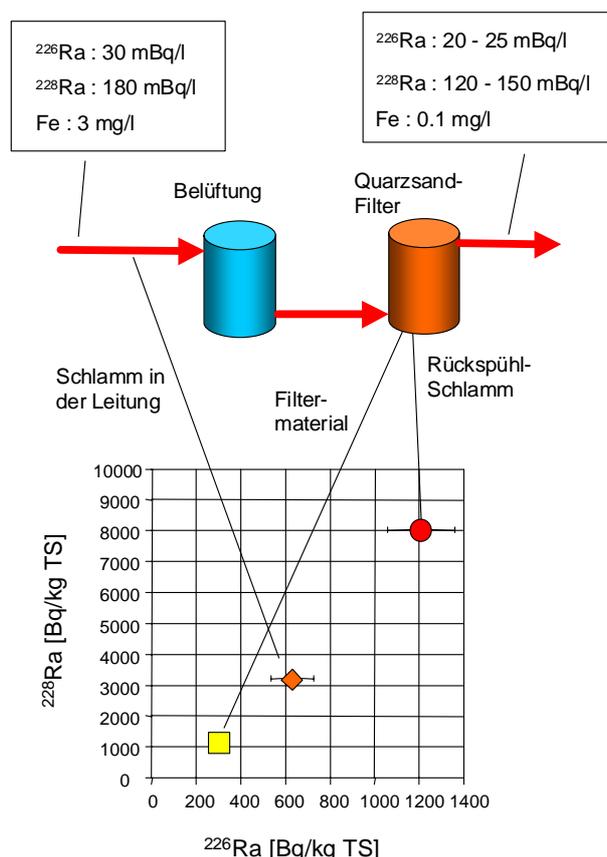
Radon-Folgeprodukte lagern sich leicht an Oberflächen an. Davon betroffen sind zum Beispiel Leitungen, Bassins, Wasserfilter, die Filter der Lüftungsanlagen und Staubablagerungen bei Ventilatoren. Die zurück gehaltenen kurzlebigen Folgeprodukte können zu einer erhöhten Gamma-Dosisleistung, insbesondere in der Nähe grosser Wasserfilter führen. Ein Kontaminations-Risiko durch die kurzlebigen Folgeprodukte besteht wohl kaum. Bei längerem Betrieb (einige Jahre) könnte sich aber eine ²¹⁰Pb Kontamination aufbauen. Fig. 7 zeigt das Beispiel eines Spiegels, der über Jahrzehnte hohen Radonkonzentrationen ausgesetzt war. Die Radonfolgeprodukte wurden offenbar auf der Oberfläche angelagert. Durch die Rückstossenergie bei den nachfolgenden Alpha-Zerfällen wurden die Tochterprodukte in die Oberfläche implantiert. Die Kontamination lässt sich auch mit verdünnten Säuren nicht entfernen. Aus der Breite des ²¹⁰Po peaks lässt sich abschätzen, dass die Eindringtiefe <1 µm beträgt.

Für die Schweiz gibt es dazu keine Daten. Es wäre sinnvoll Messungen durchzuführen, damit entschieden werden kann, ob Vorsichts-Massnahmen beim Umgang mit Filterrückständen auch dann nötig sind, wenn keine erhöhten Radium oder Uran Konzentrationen im Wasser festgestellt wurden.



Figur 7
Alpha-Spektrum eines Spiegels, der während Jahrzehnten erhöhter Radonkonzentration ausgesetzt war (Probe erhalten von Prof. Henning von Philipsborn, Regensburg). Messung im Vakuum. Die mit Alphaspektrometrie bestimmte Flächenaktivität des ^{210}Po wurde in die mittlere Radonkonzentration in der Luft umgerechnet (Falk et al. 2001).

c) Anlagerung von Radium und Uran



Figur 8
Anlagerung von Radium an Fe-Schlämme in einer Abfällanlage für Mineralwasser.

Uran und insbesondere Radium werden an Fe- oder Mn-(Oxi)hydroxiden sehr gut adsorbiert. Das zeigt sich sowohl im natürlich entstandenen Fe-Schlamm bei einigen Quellen (z.B. Source de Leytron) als auch beim Fe-Schlamm, der bei der Reduktion des Eisengehaltes im Trinkwasser

(Enteisenung) anfällt. Schon bei 20 mBq/l ^{226}Ra im Wasser kann das zu kBq/kg (Trockensubstanz) im Fe-Schlamm führen (Fig.8). Mn-Oxid-Filter (Minox-Filter) sind noch effizienter bei der Radium-Rückhaltung, wie Messungen des Wassers und des Filtermaterials einer Versuchsanlage zeigten.

Das mit dem Schlamm in den Wasserfiltern zurückgehaltene Radium führt nicht nur zu einer erheblichen Gamma-Dosisleistung sondern stellt auch ein Kontaminations-Risiko dar, insbesondere wenn der Schlamm oder das Filtermaterial vor der Entsorgung getrocknet werden.

Radium Adsorption an Fe-Schlamm in Quellfassungen führt zwar kaum zu erhöhten Dosisleistungen, das Kontaminations-Risiko ist aber klar vorhanden. Die Fassungen müssen von Zeit zu Zeit vom Schlamm befreit werden, da er ein guter Nährboden für Bakterien ist.

Es gibt in der Schweiz nur wenige Messungen an solchen Schlämmen und gar keine Dosisleistungsmessungen bei Filteranlagen. Die Betreiber der Anlagen sind sich auch mit einer Ausnahme der möglichen Gefahren nicht bewusst. Gezielte Messungen bei Anlagen, bei denen eine erhöhte Radiumkonzentration im Wasser bekannt ist, wären sehr zu empfehlen.

Es ist auch nicht bekannt wie hoch die Radiumkonzentration im für die Therapie benutzten „Fango“ ist. „Fango“ besteht aus einer Mischung von Fe/Mn-Schlämmen und Bentonit.

Die Anlagerung von Uran an natürliche oder durch Enteisenung produzierte Schlämme ist wahrscheinlich selten. In anoxischen Grundwässern, die erst beim Kontakt mit der Atmosphäre Fe-Ausscheidung zeigen, ist das Uran schlecht löslich. Die bisherigen Messungen des CHYN zeigten nur kleine Urangelhalte von Fe-Schlämmen.

Verdankungen

Diese Arbeiten konnten dank der Unterstützung durch das Bundesamt für Gesundheit durchgeführt werden.

Literatur

Deflorin, O. (2004), Natürliche Radionuklide in Grundwässern des Kantons Graubünden, Dissertation, Univ. de Neuchâtel, 2004.

Falk, R., Almrén, K., Oestergren, I., (2001), Experience from retrospective radon exposure estimations for individuals in a radon epidemiological study using solid-state nuclear track detectors, The Science of the Total Environment 272 (2001), 61-66.

5. Lebensmittel

5.1. Radioaktivität in den Lebensmitteln

H. Völkle, J.-L. Andrey, P. Beuret, S. Estier, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck
Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

C. Bajo

Kantonales Laboratorium Aargau, Kunsthausweg 24, 5000 AARAU

U. Vögeli

Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 BERN 9

J.-F. Valley, P. Froidevaux, K. Friedrich-Bénet, F. Barraud, T. Schmittler

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

Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2004 ausser Spuren von ^{137}Cs , ^{90}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 2004 im Landesdurchschnitt Strahlendosen von etwa 0.002 mSv.

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 *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV)* (siehe Tabelle Seite B.1.4).

5.1.2. Ergebnisse der Überwachung

Künstliche Radionuklide wie Tritium, ^{90}Sr und ^{137}Cs waren 2004 in Lebensmitteln, ausser in Pilzen, wenn überhaupt, dann nur noch in Spuren nachweisbar.

a) Hauptnahrungsmittel

Milch (63 Proben): Der ^{137}Cs -Gehalt der Milch lag, ausser im Tessin bzw. im Bergell, unter der Nachweisgrenze von 1 bis 2 Bq/l. Für die Milch beträgt der Toleranzwert für ^{137}Cs 10 Bq/l, der Grenzwert 1000 Bq/l. Im Tessin bzw. im Bergell ergaben sich ^{137}Cs -Konzentrationen bis 4 Bq/l (Intragna-Rasa) bzw. bis 9 Bq/l (Vicosoprano). Im Berner Oberland lagen die ^{137}Cs -Werte zwischen weniger als 0.03 und 0.38 Bq/l (letzter Wert bei Sommerfütterung auf der Alp Almendhubel).

Beim ^{90}Sr lagen die Werte im Mittelland und Jura zwischen 0.02 und 0.06 Bq/l, in den Alpen (Mürren/BE) zwischen 0.02 und 0.36 (letzterer Wert bei Sommerfütterung auf der Alp Allmendhubel), in Davos zwischen 0.12 und 0.17 Bq/l und im Tessin zwischen 0.2 und 0.4 Bq/l. Der mittlere Gehalt des natürlichen ^{40}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: 13 Proben aus den Regionen VD, FR, SO, AG, ZH, TG, SG, sowie aus der Umgebung der KKW Leibstadt, Gösgen, Beznau ergaben für ^{137}Cs weniger als die Nachweisgrenze von 0.7 Bq/kg und für ^{90}Sr zwischen 0.1 und 0.6 Bq/kg. Die Proben aus der Umgebung der KKW zeigten keinen Unterschied zu denjenigen aus der übrigen Schweiz.

b) Pilze (41 Proben)

Für **Wildpilze** gilt, bezogen auf Frischgewicht, gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs /kg, der bei den 2004 untersuchten Proben nicht überschritten wurde, bzw. ein Grenzwert von 1'250 Bq ^{137}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.

Der seit einigen Jahren festgestellte Trend zur Abnahme bei den am meisten belasteten einheimischen Pilzen Maronenröhrlinge und Zigeunerpilze ist weiterhin feststellbar. Dies trifft auch zu bei (meist aus Osteuropa) importierten Pilzen.

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

Tabelle 1

¹³⁷Cs in einheimischen Pilze 2004: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht

| Pilzsorte | Herkunft | Anzahl | Wertebereich |
|----------------------|-----------|--------|--------------|
| Zigeunerpilze | BE | 1 | 102 |
| Maronenröhrling | AG | 2 | 22 - 133 |
| Goldröhrling | AG | 2 | 110 - 156 |
| Viol. Lacktrichterl. | AG | 2 | 117 - 159 |
| Steinpilze | AG | 2 | 21 - 36 |
| übrige Pilze | div. Orte | 19 | < 1 - 22 |

Tabelle 2

¹³⁷Cs in importierten Pilzen 2004: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht

| Pilzsorte | Herkunft | Anzahl | Wertebereich |
|--------------|-------------|--------|---------------|
| Morcheln | div. Länder | 6 | < 3 |
| Steinpilze | div. Länder | 3 | < 5 - 164 (*) |
| übrige Pilze | div. Länder | 4 | < 1 - 5 |

(*) eine einzige Probe mit erhöhtem Wert

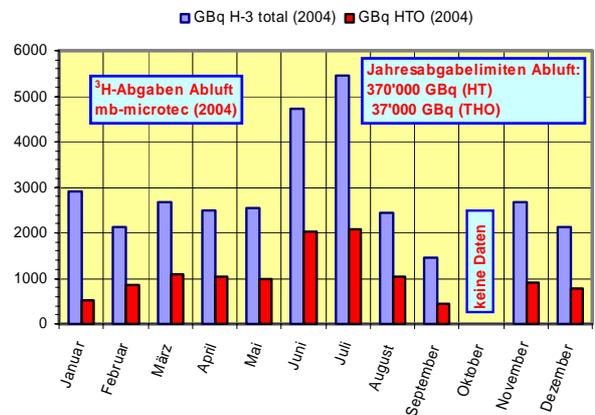
c) Tritium in Milch und Gemüse

Milch- und Gemüseproben aus der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE ergaben im Destillat 20 bis 41 (6 Milchproben) bzw. 69 bis 790 Bq (9 Gemüseproben) Tritium pro Liter. Der Toleranzwert für Tritium in Lebensmitteln beträgt gemäss FIV 1'000 Bq/kg. Anhand der Gemüseproben von 2002 konnte der Anteil an organisch gebundenem Tritium zu ca. 10% ermittelt werden. Die Probenahmen erfolgten im Monat Juli 2004 zu einem Zeitpunkt indem 2004 die grössten Emissionen dieses Betriebes stattfanden: Juni: 2030 GBq HTO pro Monat; Juli: 5448 GBq HTO pro Monat (siehe Fig. 1).

5.1.3 Bewertung und Interpretation

Für die **Strahlenexposition** der Bevölkerung durch ¹³⁷Cs in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Aktivitätswerte meist unter der Messgrenze liegen. Überschreitungen des Toleranzwertes wurden keine mehr festgestellt. Die Strahlendosis durch über die Nahrung aufgenommene **künstliche Radioaktivität** (⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs und ¹⁴C) liegt bei durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten bei etwa 0.002 mSv pro Jahr. Der Beitrag durch ²³⁹Pu und ²⁴⁰Pu macht etwa ein halbes Prozent davon aus.

Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen **natürlichen Radionuklide** im menschlichen Körper bei durchschnittlich rund 0.34 mSv, davon stammen rund 0.2 mSv von ⁴⁰K (s. Kap. 6.1.), der Rest von Uran, Radium und Thorium und deren Folgeprodukten, insbesondere ²¹⁰Pb und ²¹⁰Po (alle zusammen rund 0.15 mSv) sowie von den kosmogenen Radionukliden ³H (Tritium), ⁷Be, ¹⁴C, ²²Na (zusammen rund 0.01 mSv) sowie vom ⁸⁷Rb (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.



Figur 1

Tritium-Emissionen über die Abluft von mb-microtec im Jahre 2004 in GBq pro Monat, als HTO, bzw. Tritium total

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.

6. Menschlicher Körper

6.1. Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2004

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. W. Roser und J. Roth

Abteilung Radiologische Physik, Kantonsspital Basel, 4031 BASEL

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 und Basel durchgeführt. Im menschlichen Körper ist teilweise noch ^{137}Cs nachweisbar, das vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Die Messwerte von Gymnasiasten aus Genf ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 10 Bq. In Basel wurden im Berichtsjahr ausnahmsweise keine Messungen durchgeführt.

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 am Kantonsspital Basel-Stadt handelt es sich in der Regel um Personen aus der Region Basel; bei denjenigen aus Genf um Gymnasiastinnen und Gymnasiasten.

6.1.2 Ergebnisse und Interpretation

Ganzkörpermessungen werden mit grossvolumigen NaI-Kristallen oder Ge-Detektoren in speziell abgeschirmten Messkammern mit Blei- und Eisenabschirmung durchgeführt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn bis 30 Minuten. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Personen-Phantoms bekannter Aktivität.

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2004 am PSI in Villigen 455 Messungen im Ganzkörperzähler durchgeführt. Sie ergaben ^{137}Cs -Werte bis 300 Bq, wobei 96 Prozent der Messwerte unterhalb der Erkennungsgrenze von 60 Bq für ^{137}Cs und ^{60}Co lagen. 7 Messwerte lagen im Bereich von 60 bis 100 Bq, 8 im von Bereich 100 bis 200, und 3 im Bereich von 200 bis 300 Bq ^{137}Cs .

Die ^{137}Cs -Messwerte an 21 Gymnasiastinnen und 17 Gymnasiasten aus Genf (18 – 20-jährige) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 10 Bq. In Basel wurden im Berichtsjahr keine Messungen durchgeführt.

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}Cs im Körper einer 70 kg schweren Person führt zu einer Jahresdosis von ca. 0.003 mSv. Ein ^{137}Cs -Wert von 20 Bq entspricht einer Jahresdosis von weniger als 0.0005 mSv.

6.1.3 ^{40}K -Kalium-Gehalt des Körpers

Das in der Natur vorkommende Kalium besteht zu 0.01167 % aus dem radioaktiven Isotop ^{40}K . Der durchschnittliche ^{40}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 Körpergewicht (entsprechend 3300 Bq) und bei den jungen Männer 2.4 g K (20 - 80%-Perzentile: 2.0 - 2.6 gK) pro Körpergewicht (entsprechend 4600 Bq). Die tägliche Kaliumzufuhr beträgt etwa 3.3 g d.h. rund 100 Bq ⁴⁰K pro Tag. Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche ⁴⁰K beträgt bei den untersuchten Gymnasiasten etwa 0.19 mSv (0.17 bei den Frauen und 0.23 bei den Männern). Gemittelt über alle Altersgruppen liegt der Wert infolge Annahme 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 (BMI = Gewicht/Grösse² [kg/m²]) leicht abnimmt. Das hängt damit zusammen, dass der BMI proportional zum Anteil Fettgewebe ist und damit umgekehrt proportional zur Muskelmasse sowie zum Kalium-Gehalt. Für die Korrelation zwischen dem Kaliumgehalt und dem BMI ergab diese Messreihe (mit einem Korrelationskoeffizient von - 0.6):

$$K(\text{gK/kg}) = 3.32 - 0.04 * \text{BMI}.$$

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

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

Institut de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Des mesures de la concentration en ^{90}Sr normalisé à la masse de calcium de l'échantillon (ci-après ^{90}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'évolution de ce rapport durant la période 1960-2001 pour les vertèbres montre un maximum vers 1968 avec une valeur moyenne pour la Suisse de 0.180. L'activité des dents de lait suit la même évolution. Pour ces deux indicateurs de la contamination de la chaîne alimentaire, le profil de contamination du lait par le ^{90}Sr est similaire

6.2.1 Introduction

Depuis 1960, l'Institut de radiophysique appliquée détermine le ^{90}Sr dans les vertèbres humaines et les dents de lait afin d'évaluer la contamination de la chaîne alimentaire par ce radioélément particulièrement radiotoxique. En effet le ^{90}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 suite aux essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère 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}Sr [1].

Les dents de lait représentent un autre type de tissu calcifié. Elles sont une extension du squelette dans laquelle le ^{90}Sr s'accumule, principalement dans la couronne de la dent. La formation de la couronne se produit déjà intra-utérin et se poursuit durant la période d'allaitement. La détermination du ^{90}Sr s'effectue lorsque la dent de lait tombe d'elle-même, entre 6 et 12 ans, les incisives tombant 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.

6.2.2 Résultats pour l'année 2004

Les mesures sur les dents de lait ont été effectuées sur des dents de lait prélevées à Lausanne et environs et au Tessin. Chaque détermination comprend aux moins 5 dents d'enfants nés en Suisse durant la même année, et dont la dent a été extraite en 2003 ou 2004.

La détermination du ^{90}Sr dans les vertèbres se fait sur des personnes décédées durant l'année en cours. Les vertèbres sont prélevées par l'Institut de pathologie de l'Université de Lausanne et par l'Institut de pathologie de Lugano.

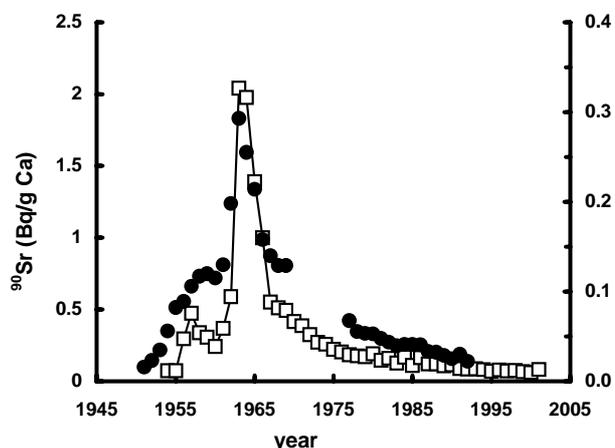


Figure 1

Activités en ^{90}Sr (Bq/g Ca) du lait (carrés blancs, échelle de gauche) et des dents de lait (ronds noirs, échelle de droite)

En 2004, les valeurs obtenues pour ces deux types d'échantillons sont situées entre 0.015 et 0.030 Bq/g Ca (Tableaux 1 et 2). La moyenne (0.024 ± 0.05 Bq/g Ca, $n=13$) est très proche des valeurs déterminées pour le lait sur le plateau suisse (env. 0.034 ± 0.009 Bq/g Ca, $n=11$) et

montrent que l'activité des tissus calcifiés est maintenant à l'équilibre avec la contamination de la chaîne alimentaire et principalement les produits laitiers. La figure 1 permet de comparer l'évolution de la contamination du lait et des dents de lait depuis le début de l'ère nucléaire en Suisse. On constate que les deux profils de

contamination sont similaires, ce qui indique que l'activité déterminée dans les dents de lait provient de la contamination de la chaîne alimentaire. Le pic observé dans les deux échantillons vers 1964-1965 provient d'une importante série de tests d'armes atomiques réalisés en atmosphère au début des années soixante.

Tableau 1

⁹⁰Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait

| Lieu de prélèvement | Année de prélèvement | Années de naissance | ⁹⁰ Sr |
|---------------------|----------------------|---------------------|------------------|
| Tessin | 2003-2004 | 1990 | 0.034±0.004 |
| Lausanne | 2003-2004 | 1991 | 0.030±0.005 |
| Lausanne | 2003-2004 | 1992 | 0.020±0.004 |
| Lausanne | 2003-2004 | 1993 | 0.022±0.003 |
| Lausanne | 2003-2004 | 1994 | 0.012±0.003 |
| Lausanne | 2003-2004 | 1995 | 0.017±0.003 |

Tableau 2

⁹⁰Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres

| Lieu de prélèvement | Année de naissance | Année de décès | ⁹⁰ Sr |
|---------------------|--------------------------|----------------|--------------------|
| Tessin | 1917 | 2004 | 0.021±0.004 |
| Tessin | 1944 | 2004 | 0.018±0.005 |
| Tessin | 1963 | 2004 | 0.024±0.004 |
| Tessin | 1933 | 2004 | 0.019±0.003 |
| Tessin | 1931 | 2004 | 0.025±0.003 |
| Tessin | 1920-1979 (mélange d'os) | 2004 | 0.028±0.003 |
| Moyenne | | 2004 | 0.022±0.004 |
| Tessin | Mélange d'os | 2002 | 0.035±0.005 |
| Tessin | Mélange d'os | 2003 | 0.029±0.005 |

6.2.3 Conclusions

Les mesures de ⁹⁰Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines sont particulièrement indiquées lors de suivi de la contamination de la chaîne alimentaire par le ⁹⁰Sr 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. Les mesures ci-dessus montrent que la chaîne alimentaire contient du ⁹⁰Sr mais a des activités extrêmement faibles. La contamination actuelle est un héritage des années soixante au cours desquelles les grandes puissances comme les Etats-Unis et l'ex-Union Soviétique pratiquaient des tests d'armes atomiques en atmosphère. Suite au traité d'interdiction de ces tests signé en 1963, l'activité, autant dans le lait que dans les dents de lait et les vertèbres, a diminué très rapidement, avec une période d'environ 10 ans (Figure 1).

6.2.4 Littérature

- [1] Ignatiev, E.A., Lyubashevskii, N.M., Shishkina, E.A., Romanyukha, A.A. EPR dose reconstruction for bone-seeking ⁹⁰Sr. *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."

6.2.5 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.

Messung von Spezialnukliden

7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85, Messperiode 2004 ¹⁾

Th. Stocker, H. Bürki, R. Fischer, M. Möll, H. Loosli, 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

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN-PSI

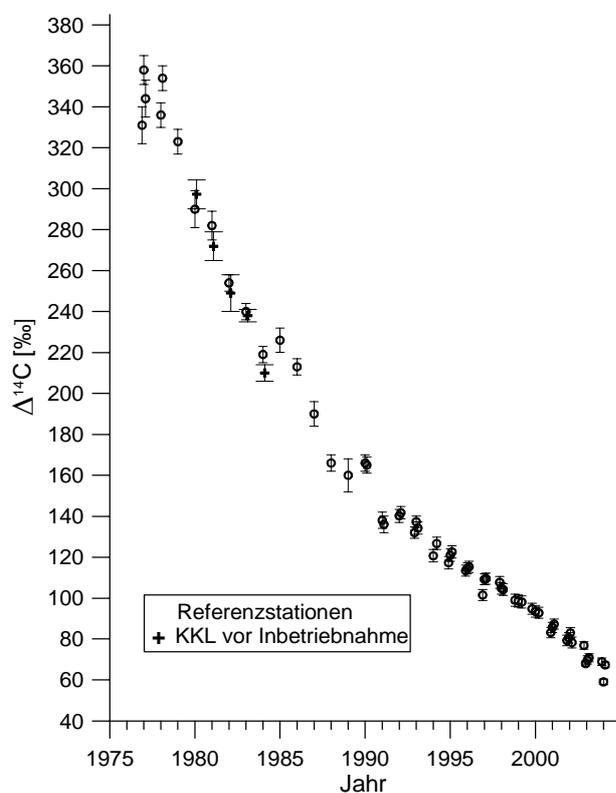
Zusammenfassung

An den unbeeinflussten Referenzstationen betrug der mittlere $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert im Jahre 2004 noch 65‰ (Figuren 1 und 2). Damit stimmen 30 andere Messwerte von Proben überein, die teilweise in der Umgebung von ^{14}C -Emittenten (KKG, PSI, Basel) erhoben wurden. Insbesondere ergab keine der 8 Stichproben, die in der Umgebung der Industrieanlagen in Schweizerhalle gesammelt wurden, einen gegenüber den Referenzstationen erhöhten $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert. In Städten und in der Nähe von stark befahrenen Strassen zeigten im Gesamten 14 Blattproben eine Verdünnung des atmosphärischen ^{14}C -Gehalts durch CO_2 von fossilen Brennstoffen (Figur 6). Durch wiederholte Probenahme in der Umgebung von ^{14}C -Emittenten wurde die Frage untersucht, ob und wie viel CO_2 die Blätter im Laufe eines Jahres einbauen (Figuren 4, 5 und Tabelle 1). Während sich bei etwa der Hälfte der Proben die ^{14}C -Aktivität von Ende April bis Ende Juni praktisch nicht änderte, zeigten andere Bäume signifikante Unterschiede. Die Langzeit-Messreihen der ^{14}C -Aktivität in Blättern aus der Umgebung des KKL, KKG und KKB/PSI wurden auch 2004 fortgesetzt. Wie in früheren Jahren wurden maximale Erhöhungen der $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte zwischen ca. 30 und 200‰ in den Haupt-Ausbreitungsrichtungen gefunden (Figuren 7 bis 12). Die Messungen der ^{14}C -Aktivität in Baumblättern in Basel ergaben wie in früheren Jahren Erhöhungen im Gelände um die Firma ROCHE und im Areal NOVARTIS, Werk St. Johann, während die kreisförmige Überwachung der Umgebung vom Verbrennungsofen RSMVA der Firma VALOREC keine Erhöhungen zeigte, weil ja die ^{14}C -haltigen Abfälle auch nur nachts verbrannt werden. Eine zusätzliche ^{14}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. 3 mSv/a). Die ^{85}Kr Messungen in Wochenproben vom Jungfrauoch und von Stichproben in Bern zeigten einen troposphärischen Grundpegel von ca. 1.4 Bq/m³ und dazu überlagert Erhöhungen bis 3 Bq/m³, die auf Emissionen von europäischen Wiederaufbereitungsanlagen zurückgeführt werden können (Figur 16). Die Strahlendosis von ^{85}Kr (β -Dosis der Haut und γ -Dosis) ist vernachlässigbar. Die Bedeutung von ^{14}C - und ^{85}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.

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.

7.1.1 Kohlenstoff-14

Die $\Delta^{14}\text{C}$ -Konzentration in Buchenblättern an den unbeeinflussten Referenzstationen auf dem Belpberg und dem Längenberg betrug im Jahr 2004 im Mittel noch 65‰. Die zugehörigen $\delta^{13}\text{C}$ Werte lagen zwischen -27 und -31 ‰, je mit einer Unsicherheit von 0.2‰. Um einen eventuellen Jahresgang der $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität und deren Variationsbreite zu untersuchen, wurden an den beiden Referenzstationen von April bis September im Gesamten 15 Proben erhoben. Die Einzelresultate sind in Figur 2 dargestellt; aus deren Legende ist auch ersichtlich, wie der obige Mittelwert von 65‰ bestimmt wurde. Innerhalb von 2σ (± 6 ‰) stimmen 30 andere Messwerte mit diesem Mittelwert überein: je 4 aus der Umgebung des KKG und des PSI, 15 in der Stadt Basel und 7 in der Umgebung von Schweizerhalle. Diese Übereinstimmung zeigt, wie zuverlässig und reproduzierbar unsere Messwerte an genügend grossen Proben (bis ca. 500 g Nassgewicht) sind.

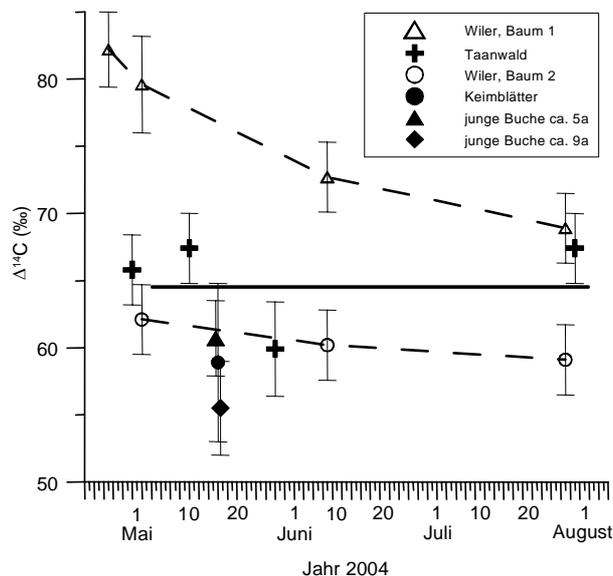


Figur 1
 $\Delta^{14}\text{C}$ Messresultate ²⁾ in Buchenblättern von den Referenzstationen

Die kontinuierliche Abnahme des atmosphärischen ^{14}C -Gehaltes ist einerseits darauf zurückzuführen, dass das atmosphärische CO_2 ständig mit dem CO_2 des globalen Ozeans im Austausch ist,

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

so dass die durch die Kernwaffentests in den 60er Jahren produzierte zusätzliche ^{14}C -Aktivität langsam in die Ozeane verschwindet. Der steigende Anteil von fossilem CO_2 führt andererseits zu einer zusätzlichen Abnahme der ^{14}C -Aktivität. Dieser sogenannte "Suess-Effekt" spielt aber nicht nur global eine Rolle, sondern Abgaben von fossilem CO_2 aus Heizungen und Verkehr können auch lokal zu tieferen ^{14}C -Aktivitäten als an unbeeinflussten Referenzstationen führen.



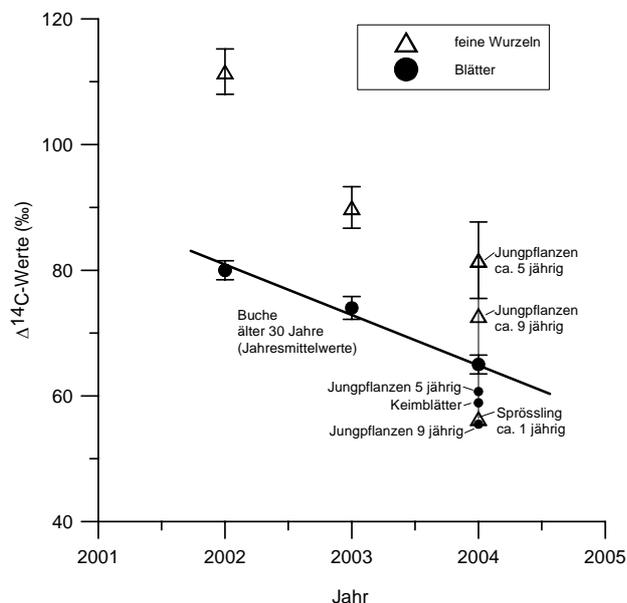
Figur 2
Entwicklung der Brutto- $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität während des Jahres 2004 an den Referenzstandorten

Die Station Taanwald befindet sich auf dem Längenberg in der Nähe von Rüeggisberg; die übrigen Proben stammen vom Belpberg. Eine gewaschene Probe von Baum 2, die am 18. September genommen wurde, ergab einen Wert von 64 ± 3 ‰, der mit den andern 3 Messwerten für Baum 2 übereinstimmt (Fig. 2).

Die in Figur 2 dargestellten Messwerte lassen auf signifikante Variationen schliessen: Baum 1 hat vermutlich im April/Mai mehr organisches Material früherer Jahre (mit erhöhten $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten) in die jungen Blätter eingelagert als die andern Bäume (Baum 2 und Taanwald). Der durch Assimilation im Laufe des Jahres in die Blätter eingelagerte Kohlenstoff führt aber im Herbst bei allen drei Bäumen zu $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten zwischen 60 und 70‰ mit einem Mittelwert von 65‰ (siehe Legende zu Figur 1). Nicht ausgeschlossen werden können jedoch Unterschiede in den ^{14}C -Gehalten einzelner Äste und Blätter, beispielsweise wegen unterschiedlicher Besonnung. So ergeben Blattproben von zwei jungen Buchen $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von 55 und 61‰ und die Keimblätter von Sprösslingen 59‰ (je ± 3 ‰). Dagegen zeigten aber Äste, welche in den Jahren 2004, 2002 und 2000 gewachsen waren, Werte von 46, 87 und 83‰. Die 46‰ sind aussergewöhnlich tief, während Werte zwischen 80 und 90‰ für die älteren Äste

verständlich sind (Figur 1). Systematische Variationen des $\Delta^{14}\text{C}$ -Gehaltes in Blättern und Ästen, die die statistischen Zählunsicherheit von 3‰ übersteigen, sind also zu erwarten, insbesondere bei kleinen Probenmengen.

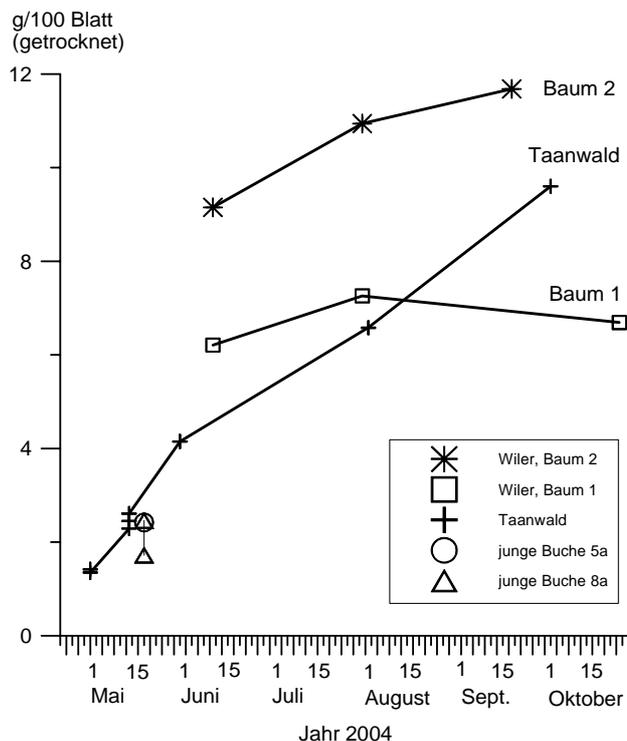
Die in den Figuren 5 bis 15 angegebenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte sind die Abweichungen zu dem oben erwähnten Mittelwert von 65‰ an den Referenzstationen.



Figur 3
Feine Wurzeln, Blätter und Beeren an der Referenzstation Wiler

Um die Prozesse in der Kette Baumblätter-(Beeren) - Holz – Wurzeln – Boden besser zu verstehen, wurden im Jahre 2004 an der Referenzstation 3 Wurzelproben und zugehörige Buchen-Blattproben gemessen. Bei den Sprösslingen des Jahres 2004 stimmen die $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte der Wurzeln mit denjenigen der Keimblätter überein; bei den 5- resp. 9-jährigen Jungpflanzen enthalten die feinen Wurzeln aber etwas höhere ^{14}C -Aktivitäten. Dieser Unterschied stimmt mit Messungen früherer Jahre überein; deshalb sind in obiger Figur auch Proben dünner Wurzeln mit (nicht zugehörigen) Mittelwerten von Buchenblattproben verglichen. Aus dem Unterschied kann geschlossen werden, dass in dünnen Wurzeln mindestens ein Teil des organischen Materials einige Jahre alt ist resp. dass aus der Dicke (<1mm) von Wurzeln nicht geschlossen werden kann, dass diese im laufenden Jahr gebildet wurden.

Eine Beeren-Probe von Wiler ergab einen $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von $60 \pm 3\text{‰}$ und zeigt wie erwartet, dass deren Kohlenstoff im laufenden Jahr durch Assimilation aus der Atmosphäre entnommen wurde.

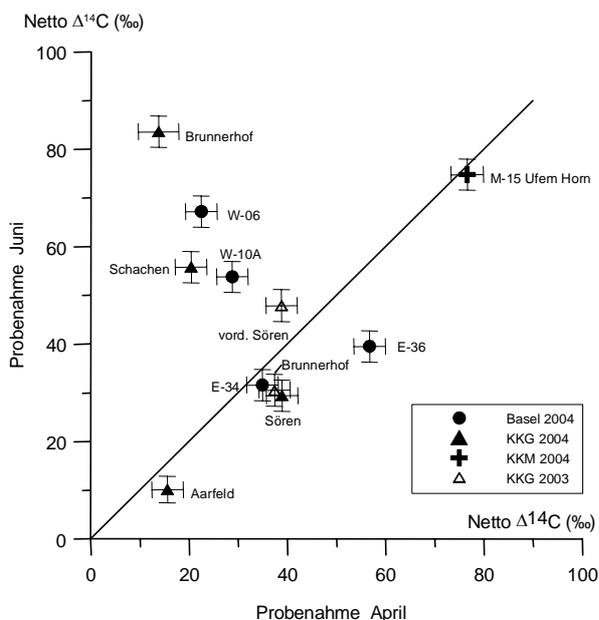


Figur 4
Gewicht von Buchenblättern an den Referenzstandorten

Im Jahresbericht 2003 wurde die Vermutung geäußert, dass der Blattaufbau im Frühling praktisch abgeschlossen ist und dass deshalb im Herbst ähnliche $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wie im Frühling erwartet werden können. Dies folgte vor allem aus einem jahreszeitlichen Vergleich von Mess- mit Modellwerten in der Umgebung des KKG (Fig. 4. Seite 7.1.4).

Deshalb wurde im Berichtsjahr das Gewicht von je 100 zufällig ausgewählten, getrockneten Blättern von den beiden Referenzstationen bestimmt. Eine Beeinflussung der Ergebnisse durch eine systematische Bevorzugung grosser Blätter bei der Probenahme kann nicht ausgeschlossen werden. Das Ergebnis zeigt ein unterschiedliches Verhalten der Bäume: während Baum 1 von Wiler von Juni bis Oktober keine Gewichtszunahme zeigt, ist eine solche bei Blättern aus dem Taanwald sehr deutlich und bei der Probe Baum 2 immerhin noch klar zu beobachten.

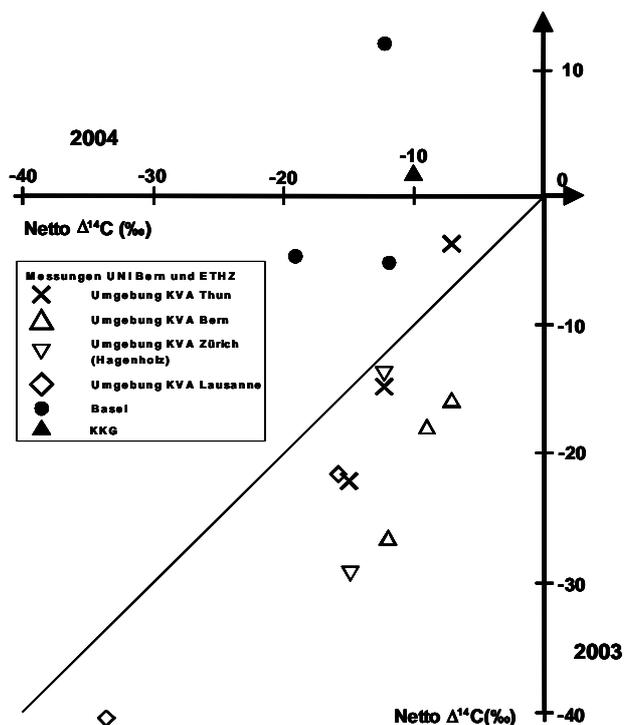
Es ist also nötig, den jahreszeitlichen Gang der ^{14}C -Aktivität in Blättern direkt auch zu messen. Natürlich ist an den Referenzstationen kein wesentlicher Jahresgang des $\Delta^{14}\text{C}$ zu erwarten, was mit den Ergebnissen übereinstimmt, die in Figur 2 dargestellt sind. In der Umgebung von ^{14}C -Emittenten jedoch wurden einige Probenahmen vom April im Juni oder September wiederholt (siehe Figur 5 und Tabelle 1, Probenahme September).



Figur 5
Jahreszeitliche Variationen des ¹⁴C-Gehaltes in Buchenblättern

Während im Jahre 2003 nur zwei Probenahmen wiederholt wurden (vorderer Sören und Brunnerhof in der Umgebung des KKG), wurden im Jahre 2004 in der Umgebung von ¹⁴C-Emittenten an 10 Standorten je Ende April und Ende Juni Proben gesammelt (für die Wiederholungen im September 2004: siehe Tabelle 1). Für 5 dieser wiederholten Proben stimmen die ¹⁴C-Werte Ende April mit denjenigen Ende Juni überein (auch für Gretzenbach, mit -3.8 resp. $+2\text{‰}$, je $\pm 3\text{‰}$). Dies kann dahin interpretiert werden, dass die betreffenden Bäume in den dazwischenliegenden zwei Monaten nicht mehr viel zusätzlichen Kohlenstoff eingelagert haben und/oder dass die atmosphärische ¹⁴C-Aktivität vom Frühling bis in den Sommer ziemlich gleich geblieben ist.

Für eine Probe in Basel (E-36) zeigte sich in den zwei Monaten eine Verdünnung der eingebauten ¹⁴C-Aktivität, während in zwei Proben aus Basel (NOVARTIS, Werk St. Johann) und in zwei Proben aus der Umgebung des KKG eine Zunahme der Verdünnungsverhältnisse im Laufe der 2 Monate geändert. Die Tatsache aber, dass sich ¹⁴C-Gehalte im Laufe eines Jahres in der Umgebung von ¹⁴C-Emittenten ändern kann, unterstützt die in Legende zu Figur 4 geäusserte Vermutung, dass zusätzlicher Kohlenstoff im Laufe des Jahres in die Blätter eingebaut werden kann. Für die ¹⁴C-Ergebnisse der früheren Jahre spielt dies eine untergeordnete Rolle, weil die Probenahme meistens im Herbst erfolgte.

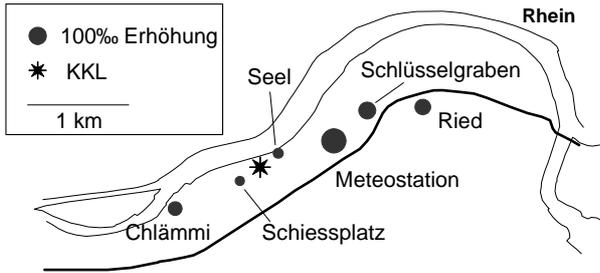


Figur 6
Verdünnung der ¹⁴C-Aktivität durch Verbrennung fossiler Brennstoffe

In der Vergangenheit wurden immer wieder einzelne $\Delta^{14}\text{C}$ -Resultate erhalten, welche die Verdünnung des ¹⁴C-Gehaltes durch fossile Emissionen zeigten; meistens wuchsen solche Bäume in einer Stadt oder neben stark befahrenen Strassen. Im Jahresbericht 2003 wurden Beispiele aus der Umgebung der Kehrlichtverbrennungsanlage KVA Thun vor deren Inbetriebnahme angegeben und im Bericht 2002 wurden Zeitreihen von zwei Standorten in Basel dargestellt (Figur 12, Seite 7.1.6).

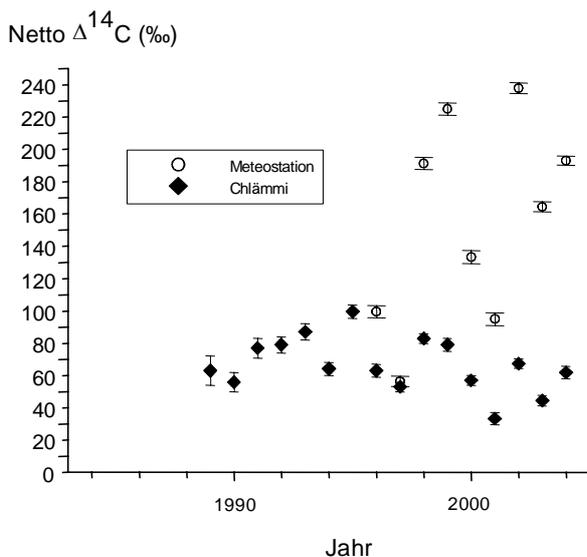
In obiger Figur sind alle Netto- $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgetragen, die in den letzten zwei Jahren diesen Suess-Effekt gezeigt haben (mit Netto- $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten $< 8\text{‰}$). Die Proben wurden zum grossen Teil in Städten genommen, z.B. in einer Distanz von 300 bis 1200 m von einer (KVA). Drei der 2004 genommenen 8 Proben aus Schweizerhalle liegen mit Netto- $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten von -7 bis -11‰ auch knapp tiefer als die Referenzstationen.

7.1.2 KKL



Figur 7
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt; Orts-Abhängigkeit (die Grösse der Kreisflächen ist proportional zur gemessenen Netto-Erhöhung)

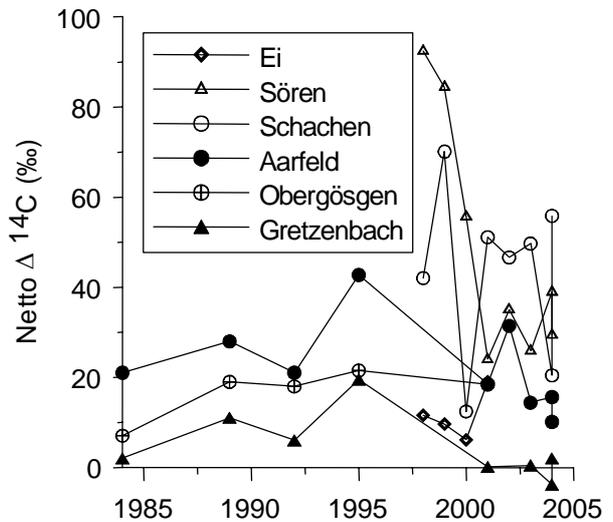
Das Langzeit-Überwachungsprogramm um das KKL wurde in den beiden Hauptwindrichtungen mit 6 Stichproben fortgesetzt. Die maximalen Erhöhungen wurden wie in früheren Jahren in ca. 700 resp. 1000 m Entfernung vom Emissionsort in nordöstlicher resp. in südwestlicher Richtung (Meteostation 193‰ und Chläämli 62‰) festgestellt (siehe auch Figur 8). In kleineren Entfernungen (z.B. an den Standorten Seel und Schiessplatz) lagen die Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte tiefer, im Jahre 2004 bei ca. 30‰. Diese Ergebnisse bestätigen die auf Grund von Ausbreitungsmodellen erwarteten Radial-Abhängigkeiten der Immissionen. Wie in früheren Jahren waren die Erhöhungen in nordöstlicher Richtung grösser als in südwestlicher, offenbar wehte der Wind während der Wachstumszeit häufiger von SW als von NE. Die gemessenen Erhöhungen ergeben für Emissionsraten von 10^4 Bq/s einen Verdünnungsfaktor von ca. 5×10^{-7} s/m³ (Modellrechnung: vergl. BAG Bericht 1998).



Figur 8
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte an den beiden Stationen in der Hauptwindrichtung aus der Umgebung des KKL, an denen die grössten Erhöhungen gemessen wurden; Zeitabhängigkeit (Messorte siehe Figur 7)

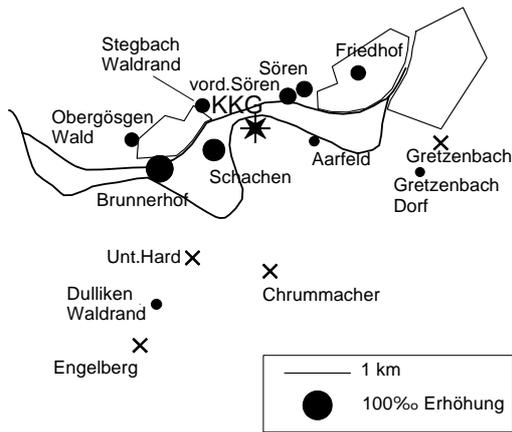
Seit Jahren werden in der Umgebung des KKL an den beiden Standorten Meteostation (resp. Schlüsselgraben) in nordöstlicher Richtung und in Chläämli (südwestlicher Richtung) die grössten $\Delta^{14}\text{C}$ -Erhöhungen gemessen. Für beide Stationen ist in der Figur 8 deshalb die Zeitreihe seit Messbeginn dargestellt. Die Meteostation in NE-Richtung zeigt grössere Variationen. Offenbar ist in südwestlicher Richtung die Ausbreitung bei Bisenlage stabiler als die Ausbreitung bei Westwind. Die zeitlichen Variationen der ^{14}C -Erhöhungen sind vermutlich eher veränderlichen Ausbreitungs- resp. Verdünnungs-Faktoren als veränderlichen Emissionsraten zuzuschreiben.

7.1.3 KKG



Figur 9
Zeitliche Entwicklung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösigen (Standorte: siehe Figur 10).

Das Langzeitüberwachungsprogramm des KKG wurde im Jahre 2004 weitergeführt und ergaben die in den Figuren 9 und 10 dargestellten Werte. Man sieht, dass ähnliche Erhöhungen wie in früheren Jahren gemessen wurden. An mehreren Standorten wurden Ende April und Ende Juni Proben entnommen. Aus obiger Figur folgt, dass für die Proben der Standorte Sören, Aarfeld und Gretzenbach im April und Juni ähnliche $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte gemessen wurden (die Verbindung der Resultate von 2004 mit denjenigen des Jahres 2003 zeigt, welche der beiden dargestellten Proben zuerst, d.h. Ende April 2004, gewonnen wurde). Eine Zunahme der ^{14}C -Aktivität in den 2 Monaten wurde dagegen vor allem in Blättern von den Standorten Brunnerhof und Schachen beobachtet und in Figur 5 dargestellt. Man kann aus diesen zeitlichen Variationen schliessen, dass zwischen Ende April und Ende Juni 2004 die ^{14}C -Emissionen des KKG die Bäume häufiger in südwestlicher als in nordöstlicher Richtung erreichten.

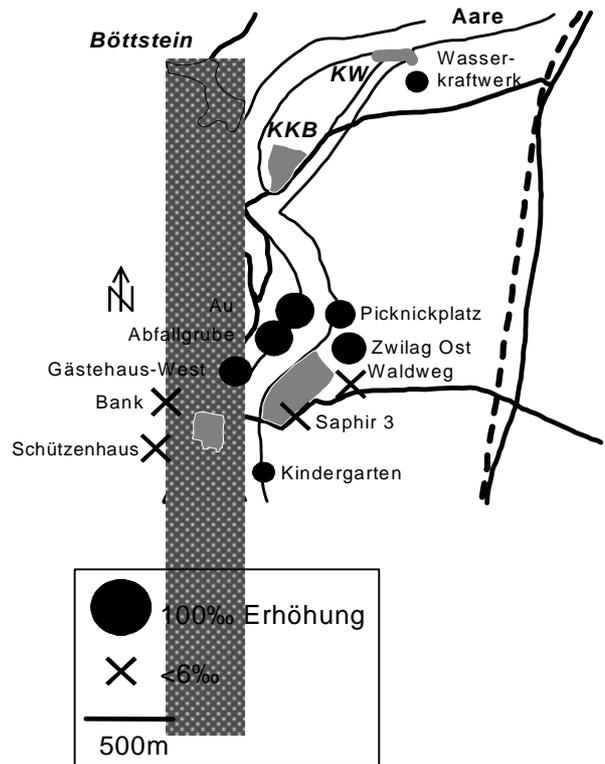


Figur 10
Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des KKG

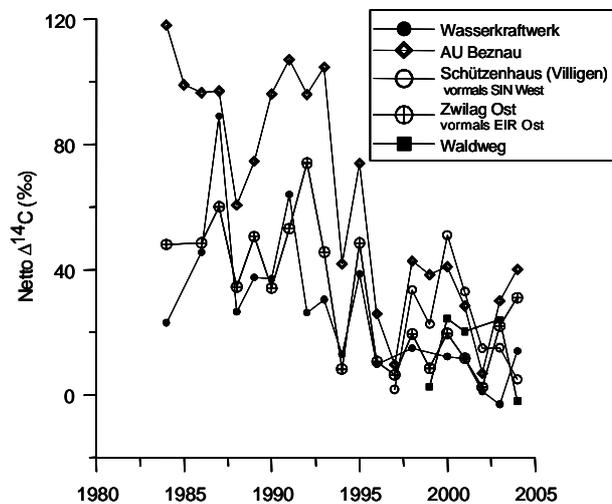
In Figur 10 sind die Resultate der Ende Juni 2004 gewonnenen Blattproben dargestellt. Man sieht, dass die Ausbreitung vorwiegend in südwestlicher und nordöstlicher Richtung erfolgt, mit maximalen Netto- $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten in Brunnerhof (84‰) und Schachen (56‰) in Sören und ca. 30‰ in Sören und vorderem Sören. In grösseren Abständen als 1,5 km und seitwärts von diesen Hauptausbreitungs-Richtungen sind die ^{14}C -Gehalte in den Blättern kleiner, und liegen grösstenteils im Bereich der ^{14}C -Konzentrationen an den Referenzstandorten. Die örtliche Verteilung der ^{14}C -Werte in der Umgebung des KKG stimmt qualitativ mit den Ausbreitungsrechnungen des HSK überein. Das Ausbreitungsmodell sagt allerdings für die Assimilationszeit von April bis Juni (etwa um den Faktor 2) höhere ^{14}C -Konzentrationen voraus.

7.1.4 PSI und KKB

Die ^{14}C und $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen in den Blattproben wurden im PSI durchgeführt. Erhöhte Werte wurden 2004 vorwiegend im Norden der Institute nachgewiesen, mit einem maximalen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von ca. 40‰ an den Standorten Au und Abfallgrube. Im Süden waren die ^{14}C -Konzentrationen ähnlich wie diejenigen an den Referenzstationen. Vermutlich herrschten während der Wachstumsperiode der Blätter vorwiegend Winde aus südwestlicher bis südöstlicher Richtung vor. Die Stichprobe nordöstlich vom KKB zeigte höchstens einen geringfügig erhöhten Wert, was mit den etwa 10x geringeren Emissionen durch das KKB als durch die übrigen KKW der Schweiz übereinstimmt.



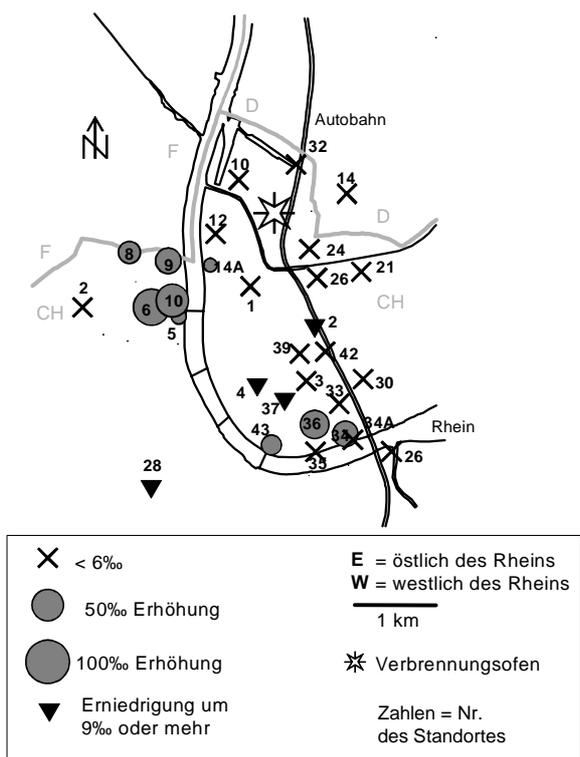
Figur 11
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des PSI, des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des KKB im Jahre 2004



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 ergaben 2004 ähnliche Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wie in den früheren 9 Jahren. Die Variationen sind primär auf veränderliche Ausbreitungsbedingungen während dem Wachstum der Blätter zurückzuführen. Die gesamthaft ähnlichen Erhöhungen in den vergangenen 10 Jahren lässt auf ziemlich konstante Emissionen schliessen.

7.1.5 Region Basel



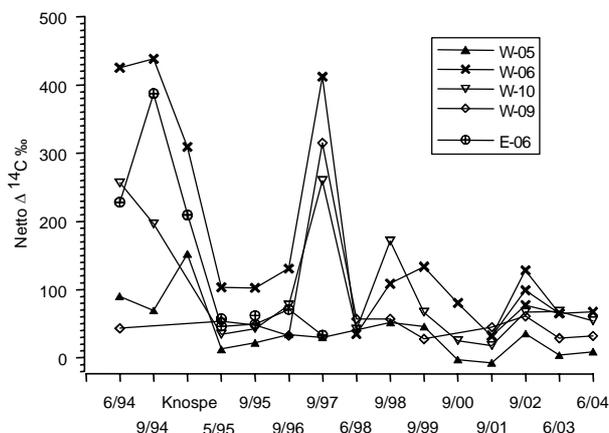
Figur 13
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Basel (Probenahme 9. Juni 2004)

Aus Figur 13 sind drei Beobachtungen ersichtlich:

- die kreisförmige Überwachung der Umgebung vom Verbrennungssofen RSMVA der Firma VALOREC AG zeigt keine $\Delta^{14}\text{C}$ -Erhöhungen (weil die ^{14}C -haltigen Abfälle ja nur nachts verbrannt werden).
- Erhöhte Werte wurden im westlich des Rheins gelegenen Gebiet NOVARTIS, Werk St. Johann (bis 67‰ am Voltaplatz, W-06) und im Gebiet der Firma ROCHE (bis 40‰ an der Chrischonastrasse, E-36) gemessen.
- Den Suess-Effekt, d.h. eine Verdünnung des ^{14}C -Gehaltes durch das Verbrennen fossiler Brennstoffe, zeigten Blätter an mehreren Orten in der Stadt. Zusätzlich zu den 4 in Figur 13 angegebenen Orten mit $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten zwischen -9 und -19‰ ergaben weitere drei Proben aus der Nähe der Autobahn $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von ca. -6‰ (E-32, E-33 und E-42).

Drei Proben wurden wiederholt gemessen und ergaben Werte, die innerhalb der Unsicherheit mit der ersten Bestimmung übereinstimmten (E-01, E-02, E-14).

Die bisher (und in Figur 14 und 15) dargestellten Resultate sind mit denjenigen früherer Jahre vergleichbar. Resultate mit geändertem Trocknungs- und Pyrolyseverfahren werden in Tabelle 1 gezeigt und diskutiert.



Figur 14
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte am Voltaplatz (Standorte: siehe Figur 13)

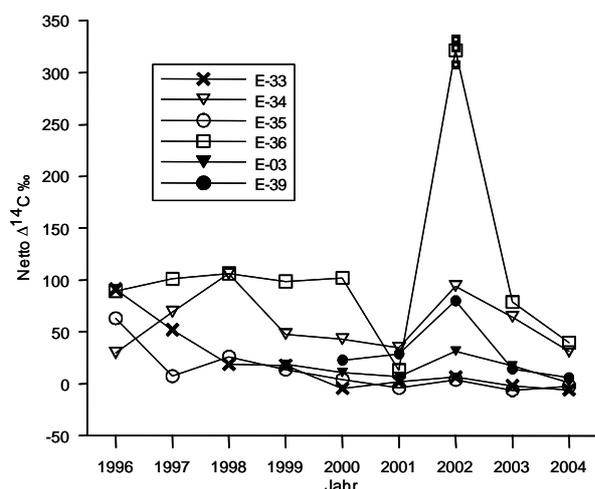
Die im und um das Areal NOVARTIS, Werk St. Johann erhobenen Proben zeigten im April und Juni ähnlich erhöhte $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wie in den Jahren 1998-2003.

An 2 Standorten wurden Proben Ende April und am 9. Juni genommen. Diese wiederholten ^{14}C -Bestimmungen sind in Figur 5 dargestellt; in der Legende zu dieser Figur wurde bereits dargelegt, dass die beiden Bäume am Voltaplatz (W-06 und W-10A) im Mai und im Juni offenbar zusätzliche ^{14}C -Aktivität eingebaut haben.

Zur Erklärung der permanenten Erhöhung gegenüber der Referenzstation in den Jahren 1995, 1996 und 1998 bis 2004 müssen lokale Quellen angenommen werden. Variationen dieser gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte können mit unterschiedlicher Ausbreitung und Verdünnung oder/und mit variablen Emissionsraten dieser lokalen Quellen während der Wachstumsperiode der Blätter erklärt werden.

Die Erhöhung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte im Jahre 1997 geht auf die Emissionen des Ofens RSMVA zurück, in welchem damals auch tagsüber ^{14}C -haltige Abfälle verbrannt wurden.

Die Resultate der im September erhobenen Proben und der Einfluss eines geänderten Trocknungs- und Pyrolysierversfahrens werden in Tabelle 1 diskutiert.



Figur 15
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung ROCHE (Standorte: siehe Figur 13)

Drei der Ende April und im Juni erhobenen Blattproben zeigten erhöhte $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte: E-34, E-36 und E-43 (siehe Figur 13). Die übrigen im ROCHE Areal und nördlich davon gewonnenen Blätter ergaben $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wie an der Referenzstation oder zeigten eine Verdünnung durch fossile Emissionen (siehe Figur 13 und Legende).

Am Standort E-34 und E-36 wurden sowohl Ende April wie auch am 9. Juni Proben genommen. Die Resultate sind in Figur 5 dargestellt und ergaben, dass beide Werte für E-34 übereinstimmen, dass am Standort E-36 in der Zwischenzeit aber von den Blättern Kohlenstoff mit geringerer ^{14}C -Aktivität eingebaut wurde.

Die am Standort E-36 im Jahre 2002 gemessene Erhöhung von 330‰ war auffällig hoch. Übrig gebliebenes Blattmaterial wurde deshalb in der Berichtsperiode noch zwei Mal aufgearbeitet und

Tabelle 1

Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von 4 Blattproben aus Basel, deren Trocknung und Veraschung mit zwei Verfahren durchgeführt wurden (Standorte: siehe Figur 13)

| | Bisheriges Verfahren: - Trocknung 40 bis 70°C - Pyrolysegase abgepumpt Probenahme 9.6.04 | Neues Verfahren: - Trocknung bei Zimmertemperatur - Pyrolysegase mitgemessen Probenahme 3.9.04 |
|----------|---|---|
| Standort | Netto $\Delta^{14}\text{C}$ (‰) | Netto $\Delta^{14}\text{C}$ (‰) |
| W-06 | 67±3.2 | 155±3.3 |
| W-10A | 54±3.2 | 184±3.4 |
| E-34 | 32±3.2 | 173±3.3 |
| E-36 | 39.5±3.2 | 91±3.2 |

gemessen: die Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte betragen 324 und 307‰ und bestätigen also das frühere Ergebnis. Der im Jahre 2002 gezogene Schluss, dass sich eine Emissionsquelle vermutlich in der Nähe von E-36 befand (oder immer noch befindet), ist also bestärkt worden.

Die Vergleiche von September-Proben mit April und Juni Proben sind in Tabelle 1 dargestellt.

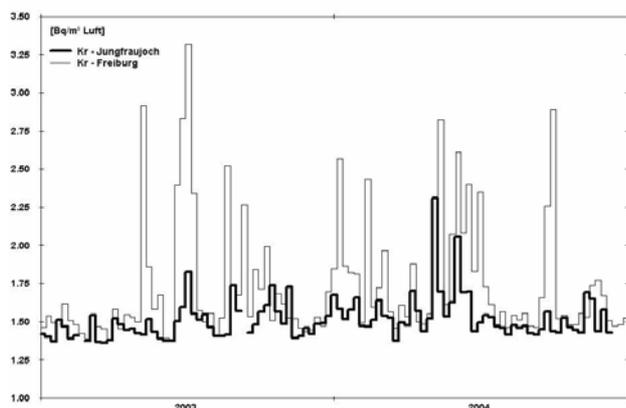
Abwaschversuche früherer Jahre zeigten, dass sich die Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivität von Proben aus dem Areal ROCHE und NOVARTIS, St. Johann teilweise entfernen liess (z.B. Figur 11, BAG Bericht 2003). Die Frage stellte sich, ob nicht bereits bei der Trocknung der Blätter und bei der Verkohlung (Pyrolyse) flüchtige ^{14}C -Ablagerungen verloren gingen. So wurden als Vorversuch 4 Blattproben, die separat im September 2004 gewonnen wurden, neuen Verfahren unterworfen.

Alle 4 Proben, die nach dem neuen Verfahren aufgearbeitet wurden, zeigten höhere Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte als diejenigen, die nach dem bisherigen Verfahren aufgearbeitet wurden. Als Erklärung der Messwerte bieten sich 2 Möglichkeiten an:

- entweder waren die Emissionen in beiden Arealen bis September deutlich höher als bis Juni
- oder bisherige Trocknungs- und Pyrolyseverfahren haben die auf Blättern abgelagerten, leichtflüchtigen ^{14}C -haltigen Substanzen zu einem grossen Teil bereits entfernt.

Weitere Abklärungen zu diesen und dem Waschverfahren sind geplant.

7.1.6 Krypton-85



Figur 16

Gemessene ^{85}Kr -Aktivitäten in Luftproben, die auf dem Jungfrauoch (3500m) und in Freiburg i.Br. (200 m) gesammelt wurden

^{85}Kr ist eines der wenigen Radionuklide, dessen atmosphärische Aktivität ansteigt. Die ^{85}Kr -Aktivität macht den grössten Anteil der künstlichen Radioaktivität in der Luft aus; die Strahlendosis ist jedoch vernachlässigbar.

Die ^{85}Kr -Aktivitäten in den während einer Woche auf dem Jungfrauoch akkumulierten Krypton-Proben wurden auch 2004 im BfS (Bundesamt für Strahlenschutz, Abteilung Notfallschutz, Freiburg im Breisgau) gemessen. Der Grundwert, d.h. die tiefsten Wochenwerte, beträgt Ende 2004 ca. 1.4 Bq/m^3 und zeigt immer noch eine steigende Tendenz. Dieser Grundwert entspricht dem Niveau der Troposphärenluft auf der Nordhalbkugel, das in Proben vom Jungfrauoch besonders gut bestimmt werden kann.

Aus dem jährlichen Anstieg des Grundwertes lässt sich eine Freisetzungsrates durch Wiederaufbereitungsanlagen von $5 \times 10^{17} \text{ Bq/Jahr}$ abschätzen (BAG-Bericht 2002).

Die ^{85}Kr -Aktivität ist in der Luft deutlich höher als der Grundwert, wenn die Probenahmestation in eine noch schlecht verdünnte Abluftfahne von La Hague oder Sellafield gerät. Es ist verständlich, dass Spikes in Freiburg häufiger und höher auftreten als auf dem Jungfrauoch, weil in 3500 m Höhe die Verdünnung von Abluft stärker

ausfällt. Das unregelmässige Auftreten der Spikes hängt mit den variablen Emissionsraten und den wechselnden Windverhältnissen in Europa zusammen. Vorwärts- und Rückwärts-Trajektorien können als Herkunft La Hague (Frankreich) oder Sellafield (UK) identifizieren. Aus obiger Figur ist ersichtlich, dass erhöhte Werte auf dem Jungfrauoch oft zeitlich mit Erhöhungen in Freiburg zusammenfallen, z.B. im Januar, April, Mai, Juni und November 2004.

Im Labor der Abteilung KUP wurden an Stichproben von Bern die ^{85}Kr -Aktivitäten gemessen, wobei das Krypton aus 10-20 l Luft abgetrennt wurde (ca. 10 micro-l Krypton). Die im Jahre 2004 gemessenen ^{85}Kr -Aktivitäten liegen zwischen 1.35 und 2 Bq/m^3 Luft. Am 24.11.2003 wurde eine Aktivität von 3 Bq/m^3 Luft gemessen; Rückwärtstrajektorien weisen auf La Hague als Quelle hin. Während die Proben vom Jungfrauoch und von Freiburg Wochenproben sind, wird die Probenluft in Bern innerhalb von Minuten erhoben, was grössere Variationen in der ^{85}Kr -Aktivität erklären kann.

7.1.7 Tritium (^3H)

Die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen sind gegenüber dem Vorjahr gleich geblieben oder leicht zurückgegangen. Einzig in Bern nahmen die Konzentrationen um 20% zu, was möglicherweise mit Entsorgungen in der Leuchtfarbenindustrie zusammenhängt. Der Einfluss von Industrietritium aus Bern ist, wie so oft, auch im Berner Oberland zu sehen (Fig. 19). Die Konzentrationen in Meiringen und Guttannen sind systematisch höher als am Grimsel. In der Westschweiz sind die Konzentrationen an beiden Stationen (Nyon und La Brévine) gleich tief wie am Grimsel und in Locarno (1.1 bzw. 0.9 Bq/l). Basel und Vaduz im Norden und Osten sind dagegen wieder systematisch höher.

Die Tritiumkonzentrationen im Flusswasser der Aare bei Brugg waren 2004 zweimal deutlich erhöht und zwar im April und im Oktober. Da das Flusswasser im letzten Jahr wöchentlich gemessen wurde, lassen sich kurzfristige Kontaminationen besser nachweisen (Fig. 22).

Tabelle 2

Tritium-Resultate verschiedener Stationen 2004 (³H in Bq/l)

| | Basel | Bern | Grimsel | Guttannen | Meiringen | Vaduz *) | Nyon *) | La Brévine *) | Locarno | Aare Brugg |
|-----|---------|---------|---------|-----------|-----------|-------------|---------|---------------|-------------|------------|
| JAN | 1.2±0.1 | 6.1±0.2 | 0.7±0.1 | 0.6±0.1 | 0.5±0.1 | 0.8±0.1 | 0.6±0.1 | 0.5±0.1 | 0.5±0.1 | 2.0±0.1 |
| FEB | 1.6±0.1 | 3.9±0.2 | 1.3±0.1 | 1.6±0.1 | 1.0±0.1 | 1.3±0.1 | 1.0±0.1 | 0.8±0.1 | 0.7±0.1 | 2.0±0.1 |
| MAR | 1.5±0.1 | 5.5±0.2 | 1.2±0.1 | 1.5±0.1 | 1.5±0.1 | 1.7±0.1 | 1.3±0.1 | 1.5±0.1 | 0.9±0.1 | 4.3±0.2 |
| APR | 1.4±0.1 | 4.6±0.2 | 1.1±0.1 | 1.3±0.1 | 1.3±0.1 | 1.4±0.1 | 1.2±0.1 | 1.6±0.1 | 0.8±0.1 | 13.6±0.4 |
| MAI | 2.0±0.1 | 4.0±0.2 | 1.5±0.1 | 1.7±0.1 | 1.9±0.1 | 2.1±0.1 | 1.2±0.1 | 1.5±0.1 | 2.0±0.1 | 2.7±0.2 |
| JUN | 1.9±0.1 | 8.9±0.3 | 1.4±0.1 | 1.8±0.1 | 2.4±0.1 | 2.1±0.1 | 1.3±0.1 | 1.5±0.1 | 1.5±0.1 | 2.1±0.1 |
| JUL | 1.7±0.1 | 4.1±0.1 | 1.7±0.1 | 2.0±0.1 | 2.4±0.1 | 1.6±0.1 | 1.5±0.1 | 1.6±0.1 | 1.0±0.1 | 1.8±0.2 |
| AUG | 1.2±0.1 | 4.6±0.2 | 1.2±0.1 | 1.5±0.1 | 1.3±0.1 | 1.3±0.1 | 1.0±0.1 | 1.0±0.1 | 0.7±0.1 | 1.9±0.2 |
| SEP | 1.2±0.1 | 1.8±0.2 | 1.1±0.1 | 1.2±0.1 | 1.3±0.1 | Keine Probe | 1.1±0.1 | 1.1±0.1 | Keine Probe | 1.8±0.1 |
| OKT | 1.1±0.1 | 4.8±0.2 | 0.8±0.1 | 1.1±0.1 | 1.0±0.1 | 1.1±0.1 | 1.0±0.1 | 1.0±0.1 | 0.6±0.1 | 3.8±0.3 |
| NOV | 1.8±0.1 | 3.0±0.1 | 1.2±0.1 | 1.1±0.1 | 1.1±0.1 | 1.2±0.1 | 1.0±0.1 | 1.1±0.1 | 0.7±0.1 | 1.7±0.2 |
| DEC | 1.2±0.1 | 2.8±0.1 | 1.0±0.1 | 1.0±0.1 | 1.0±0.1 | 0.9±0.1 | 0.6±0.1 | 0.7±0.1 | 0.6±0.1 | 2.4±0.3 |

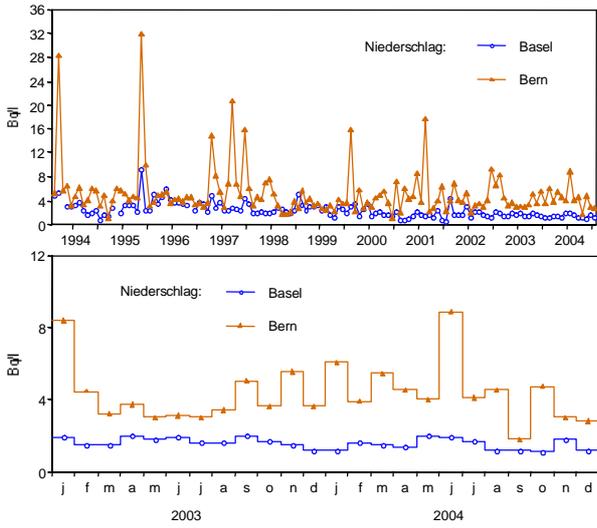
* NISOT-Station (BWG)

Tabelle 3

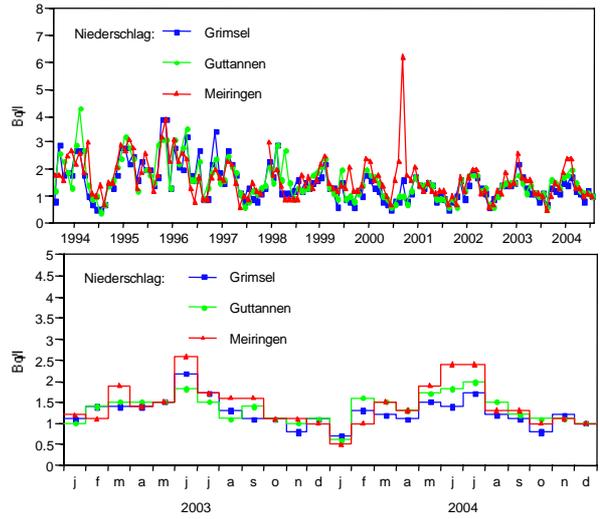
Vergleich der Jahresmittel an verschiedenen Stationen 2003 und 2004 (³H in Bq/l)

| | Basel | Bern | Vaduz* |
|--------------|-------------|-----------|---------|
| Mittel 2004: | 1.4 | 4.9 | 1.5 |
| Mittel 2003: | 1.7 | 3.9 | 1.5 |
| | Meiringen | Guttannen | Grimsel |
| Mittel 2004: | 1.5 | 1.4 | 1.1 |
| Mittel 2003: | 1.5 | 1.3 | 1.3 |
| | La Brévine* | Nyon* | Locarno |
| Mittel 2004: | 1.0 | 1.0 | 0.9 |
| Mittel 2003: | 1.3 | 1.1 | 1.2 |
| | Aare Brugg | | |
| Mittel 2004: | 3.5 | | |
| Mittel 2003: | 4.2 | | |

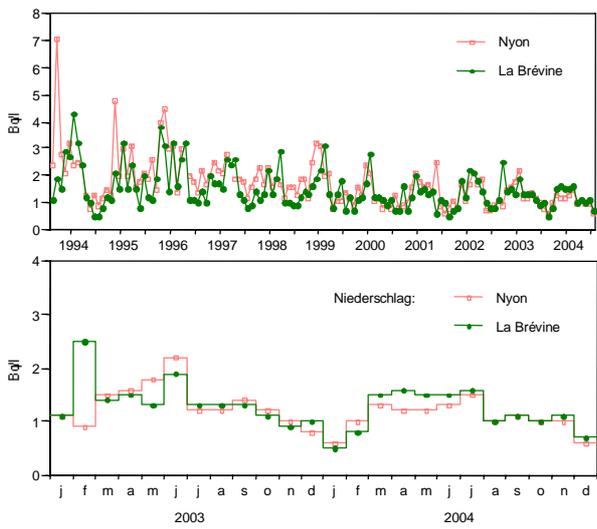
* NISOT-Station (BWG)



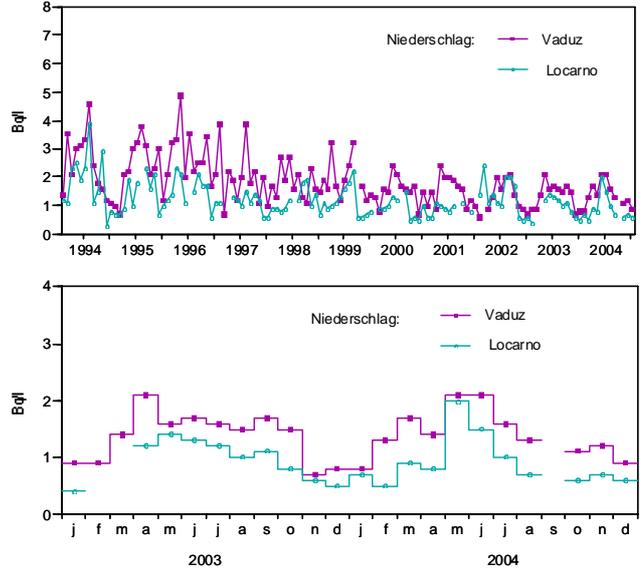
Figur 17
³H-Aktivität im Niederschlag Nordschweiz und Mittelland



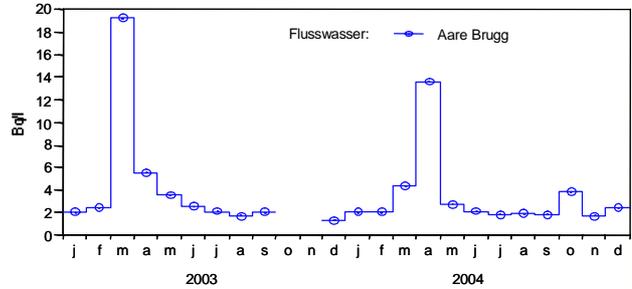
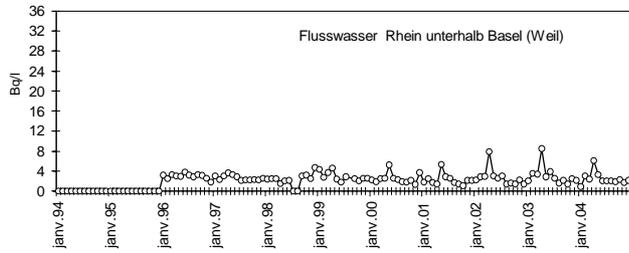
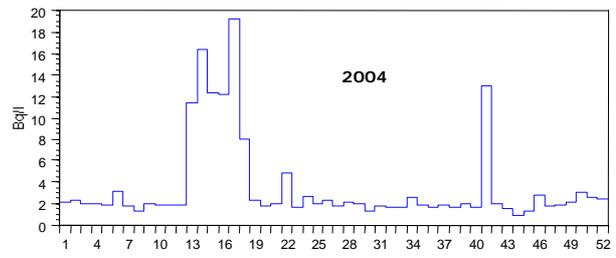
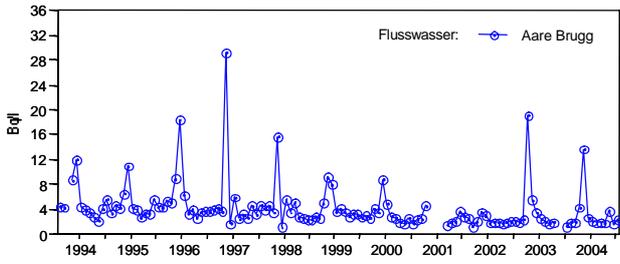
Figur 19
³H-Aktivität im Niederschlag Alpenraum
 (Berne Oberland)



Figur 18
³H-Aktivität im Niederschlag Westschweiz
 (NISOT-Stationen, BWG)



Figur 20
³H-Aktivität im Niederschlag Südschweiz und
 Liechtenstein



Figur 21
³H-Aktivität im Flusswasser der Aare bei Brugg und im Rhein bei Weil (Messung SUER)

Figur 22
³H-Aktivität im Flusswasser der Aare bei Brugg, Monats- und Wochenproben

Tabelle 4
 Tritium-Resultate , Aare bei Brugg, Wochenproben (³H in Bq/l)

| | | | | | | | | |
|-----------------|------|------|-----------------|-----|------|-----------------|------|------|
| 28.12.-01.01.04 | 2.1 | ±0.1 | 02.05.-09.05.04 | 2.3 | ±0.1 | 05.09.-12.09.04 | 1.9 | ±0.1 |
| 04.01.-11.01.04 | 2.3 | ±0.1 | 09.05.-16.05.04 | 1.8 | ±0.1 | 12.09.-19.09.04 | 1.7 | ±0.1 |
| 11.01.-18.01.04 | 2.0 | ±0.1 | 16.05.-24.05.04 | 2.0 | ±0.1 | 19.09.-26.09.04 | 2.0 | ±0.1 |
| 18.01.-25.01.04 | 2.0 | ±0.1 | 24.05.-31.05.04 | 4.8 | ±0.2 | 26.09.-03.10.04 | 1.7 | ±0.1 |
| 25.01.-30.01.04 | 1.9 | ±0.1 | 31.05.-07.06.04 | 1.7 | ±0.1 | 03.10.-08.10.04 | 13.0 | ±0.4 |
| 30.01.-08.02.04 | 3.1 | ±0.1 | 07.06.-13.06.04 | 2.7 | ±0.1 | 08.10.-17.10.04 | 2.0 | ±0.3 |
| 08.02.-15.02.04 | 1.8 | ±0.1 | 13.06.-20.06.04 | 2.0 | ±0.1 | 17.10.-24.10.04 | 1.5 | ±0.3 |
| 15.02.-22.02.04 | 1.3 | ±0.1 | 20.06.-27.06.04 | 2.3 | ±0.1 | 24.10.-31.10.04 | 0.9 | ±0.3 |
| 22.02.-29.02.04 | 2.0 | ±0.1 | 27.06.-04.07.04 | 1.8 | ±0.1 | 31.10.-07.11.04 | 1.3 | ±0.3 |
| 29.02.-07.03.04 | 1.9 | ±0.1 | 04.07.-11.07.04 | 2.1 | ±0.1 | 07.11.-14.11.04 | 2.8 | ±0.3 |
| 07.03.-14.03.04 | 1.9 | ±0.1 | 11.07.-16.07.04 | 2.0 | ±0.3 | 14.11.-21.11.04 | 1.8 | ±0.3 |
| 14.03.-22.03.04 | 1.9 | ±0.1 | 16.07.-25.07.04 | 1.3 | ±0.3 | 21.11.-28.11.04 | 1.9 | ±0.3 |
| 22.03.-28.03.04 | 11.5 | ±0.4 | 25.07.-01.08.04 | 1.8 | ±0.3 | 28.11.-05.12.04 | 2.1 | ±0.3 |
| 28.03.-04.04.04 | 16.4 | ±0.5 | 01.08.-08.08.04 | 1.6 | ±0.3 | 05.12.-12.12.04 | 3.0 | ±0.3 |
| 04.04.-11.04.04 | 12.3 | ±0.4 | 08.08.-15.08.04 | 1.6 | ±0.1 | 12.12.-19.12.04 | 2.6 | ±0.3 |
| 11.04.-18.04.04 | 12.2 | ±0.4 | 15.08.-22.08.04 | 2.6 | ±0.1 | 19.12.-26.12.04 | 2.4 | ±0.3 |
| 18.04.-25.04.04 | 19.2 | ±0.6 | 22.08.-29.08.04 | 1.9 | ±0.1 | | | |
| 25.04.-02.05.04 | 8.0 | ±0.3 | 29.08.-05.09.04 | 1.6 | ±0.1 | | | |

7.2 Kohlenstoff-14-Konzentration in der Atmosphäre

J. Löhle¹⁾, H. Loosli²⁾, J. Beer³⁾, F. Cartier¹⁾

¹⁾ Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

²⁾ Abt. Klima und Umweltphysik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 BERN

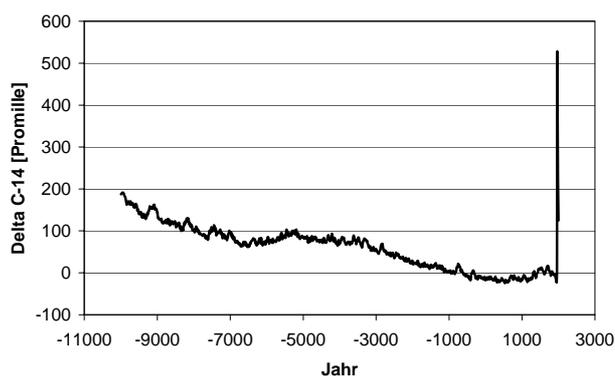
³⁾ EAWAG, Abteilung SURF/RT, 8600 Dübendorf

Jedes schweizerische Kernkraftwerk gibt im Jahr etwas weniger als 10^{12} Bq ^{14}C über das Kamin an die Umgebung ab. Diese Abgaben verursachen lokal in der Umgebung Erhöhungen von bis zu 200‰ der ^{14}C -Konzentration in der Luft und in den dort wachsenden Pflanzen. Zur Beurteilung der Radiotoxizität dieser ^{14}C -Emissionen wird für eine Person aus der Bevölkerung unter ungünstigen Annahmen, die dadurch verursachte Jahresdosis berechnet. Es ergeben sich Dosiswerte von weniger als 10 micro-Sv/pro Jahr. Ein weiterer interessanter Aspekt zur Beurteilung der ^{14}C -Emissionen ist der Vergleich mit der natürlich vorkommenden ^{14}C -Konzentration in der Atmosphäre und ihrer Schwankungen sowie den Auswirkungen der überirdischen Atomwaffentests der 50iger und 60iger Jahre des vorigen Jahrhunderts.

Die Kenntnis der ^{14}C -Konzentration in der Luft über Jahrtausende hinweg ist zur genauen Altersbestimmung von organischen Proben mit der Radiokarbonmethode wichtig. Der ^{14}C ist ein natürlich vorkommendes Isotop. Der meiste ^{14}C wird in der oberen Erdatmosphäre auf natürliche Weise gebildet. Hochenergetische Teilchen der galaktischen kosmischen Strahlung bombardieren unaufhörlich die obere Atmosphäre der Erde und wechselwirken mit den darin vorhandenen Atomen. Dabei wird eine ganze Kaskade von Kernreaktionen durchlaufen, wobei auch langsame Neutronen gebildet werden. Diese wiederum reagieren in der unteren Atmosphäre mit dem darin enthaltenen Stickstoff. Bei dieser Kernreaktion dringt das Neutron in den Stickstoff-14-Kern ein, wird darin eingefangen und schlägt bei diesem Prozess ein Proton heraus. Zurück bleibt ein ^{14}C -Kern, der mit einer Halbwertszeit von 5730 Jahren zu stabilem Stickstoff-14-Kern zerfällt. Sind Produktion und Zerfall im Gleichgewicht stellt sich in der Atmosphäre und in allen lebenden Organismen ein konstantes Verhältnis vom radioaktiven ^{14}C zu den stabilen Isotopen Kohlenstoff-12 und -13 ein. Stirbt der Organismus ab, so findet nur noch der Zerfall des instabilen Isotops nach dem bekannten Zerfallsgesetz statt. Daher kann aus dem heute noch vorhandenen Anteil an ^{14}C in organischen Proben auf das Alter der Probe geschlossen werden. Voraussetzung dazu ist die genaue Kenntnis der Halbwertszeit von ^{14}C , das Wissen der ursprünglichen ^{14}C -Konzentration in der Erdatmosphäre über mehrere Jahrtausende und die Fraktionierung des lebenden

Organismus. In einer internationalen Zusammenarbeit von Dendrochronologie- und Radiokarbonlaboratorien wurden die ^{14}C -Konzentrationen in der Erdatmosphäre als 10-Jahresmittelwerte anhand von ^{14}C -Analysen von chronologisch geordneten Holzproben für die Zeitspanne von 10'000 vor Christus bis 1950 rekonstruiert¹⁾. Das absolute Alter dieser Holzproben wurde durch Zählen der Baumringe von sich altersmässig überlappenden Bäumen (Dendrochronologie) bestimmt.

In Fig. 1 ist das Ergebnis dieser Rekonstruktion dargestellt. Der ^{14}C -Anteil zum Gesamtkohlenstoff in der Erdatmosphäre wird als Abweichung in Promille vom Referenzwert der 1950 in der Atmosphäre gemessen wurde, angegeben. Ergänzt wurden die Daten für die Zeit zwischen 1950 bis heute mit den 10-Jahres-Mittelwerten von Messungen der ^{14}C -Konzentration an Luftproben, die in Vermunt in Österreich vom Institut für Umweltphysik der Universität Heidelberg erhoben wurden²⁾ und von Messungen der C-14-Konzentrationen in Buchenblättern vom Belpberg (Schweiz), die die Universität Bern durchgeführt hatten³⁾.



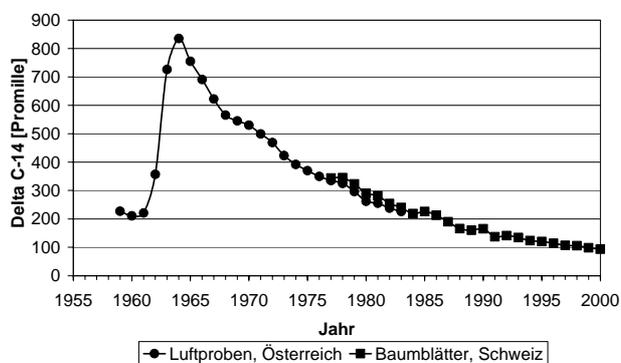
Figur 1
 ^{14}C -Konzentrationserhöhung in der Erdatmosphäre in Promille zum 1950 erhobenen Referenzwert als 10-Jahresmittelwert von 10'000 vor unserer Zeitrechnung bis heute.

Beginnend mit einer Erhöhung von ungefähr 17% vor 12'500 Jahren nahm der Anteil des ^{14}C zum Gesamtkohlenstoff in der Atmosphäre bis zum Jahre 1950 generell ab. Dieser generelle Trend lässt sich durch eine sich ändernde Abschirmung

der kosmischen Strahlung durch das Erdmagnetfeld erklären. Die kleineren Fluktuationen (typische Zeitperiode 100 Jahre) werden auf Änderungen der Sonnenaktivität zurückgeführt.⁴⁾ Auffällig ist die signifikante Zunahme des ¹⁴C-Anteils in den 50iger und 60iger Jahren des vorigen Jahrhunderts verursacht durch die oberirdischen Atombombentests.

In Fig. 2 sind als 1-Jahres-Mittelwerte die Ergebnisse der ¹⁴C-Analysen der Luftproben aus Vermont in Österreich und die Ergebnisse der Analysen der Buchenblätter vom Belpberg in der Schweiz dargestellt. Die in den 60iger Jahren des vorigen Jahrhunderts durch oberirdische Atomwaffentests produzierte ¹⁴C-Aktivität nimmt in der Erdatmosphäre kontinuierlich ab. Dies ist auf den Austausch des Kohlenstoffdioxids zwischen der Erdatmosphäre und den Ozeanen zurückzuführen. Zusätzlich wird die ¹⁴C-Konzentration in der Erdatmosphäre durch den steigenden Anteil von ¹⁴C freien Kohlendioxiden aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen erniedrigt (Suess-Effekt). Im Jahr 2003 hat sich der Anteil des ¹⁴C zum Gesamtkohlenstoff wieder auf einen Wert reduziert, der noch 8% über dem Referenzwert von 1950 liegt. Zum Vergleich, die schweizerischen Kernkraftwerke verursachen durch ihre ¹⁴C-Emission mit der Kaminfortluft lokal in einer Umgebung von bis zu 2 km an den meistbetroffene-

nen Orten eine Erhöhung des ¹⁴C Anteils von bis zu 200‰ bezogen auf den Referenzwert von 1950. Im Jahr 2003 wurden also in der Umgebung der Kernkraftwerke Erhöhungen von bis zu 28% bezogen auf den Referenzwert von 1950 gemessen.



Figur 2 Kohlenstoff-14-Konzentrationserhöhung in der Erdatmosphäre in Promille zum 1950 erhobenen Referenzwert als 1-Jahresmittelwert von 1957 bis heute.

1) M. Stuiver et al., INTCAL98 Radiocarbon age calibration, Radiocarbon 40, 1041-1083 (1998)
2) I. Levin et al., Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg, 69120 Heidelberg
3) Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz, Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Überwachung der Radioaktivität, Chemin du Musée 3, CH-1700 Fribourg
4) S. K. Solanki, I. G. Usoskin, B. Kromer, M. Schüssler, J. Beer, Unusual activity of the Sun during recent decades compared to the previous 11'000 years, Nature Vol 431, 1084-1087 (2004)

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

P. Froidevaux, T. Schmittler, F. Barraud, J. Dlala et J.-F. Valley

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, l'activité en plutonium se situe entre 0.13 et 0.45 Bq/kg de sol entre 0 et 5 cm. En montagne, cette activité peut monter jusqu'à 1.5 Bq/kg. Elle ne dépasse pas 0.25 Bq/kg aux alentours des centrales nucléaires suisses. Dans tous les cas le rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ est situé entre 0.020 et 0.038, indiquant une contamination provenant des essais d'armes atomiques effectués durant les années soixante ainsi que de la chute du satellite SNAP-9A. Cette origine est confirmée par l'analyse de l'américium. Le rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ se situe ainsi entre 0.3 et 0.45 pour tous les sites étudiés. L'activité des filtres à air est conforme à un mécanisme de re-suspension de particules de sol et l'augmentation de l'activité en ^{241}Am observée entre 2000 et 2003 au Weissfluhjoch n'est plus présente. L'activité en plutonium et américium des eaux de pluie et de rivière ne dépasse pas quelques mBq/m^3 . En 2004, une étude particulière d'un site du Jura a également été réalisée (5 profils de sol). Le but était d'obtenir une vision de la déposition de radioactivité dans les sols du Jura et d'étudier les mécanismes de migration des radioéléments dans un système karstique. Les résultats des analyses des profils de sol jusqu'à 25 cm montrent que les radioéléments migrent plus vite dans ce type de sol que dans les sols du plateau suisse. Les vitesses de migration du plutonium et de l'américium sont identiques.

7.3.1 Introduction

Le plutonium et l'américium ont été distribués dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère, au fonctionnement d'installations nucléaires et au cycle nucléaire (retraitement) ainsi qu'à diverses situations accidentelles dont l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl est le plus connu. Le comportement du plutonium et de l'américium dans les systèmes naturels est gouverné par une variété de réactions géochimiques, incluant la solubilité et les réactions de sorption, les réactions REDOX, l'hydrolyse et un grand nombre de réactions de complexation, notamment avec des ligands organiques présents dans les sols et les eaux [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. La deuxième partie de ce rapport présente les résultats d'une étude de

site réalisée dans le Jura dans le but de mieux comprendre la distribution de la radioactivité artificiellement déposée dans un système karstique.

7.3.2 Résultats de la surveillance

Le tableau 1 présente les résultats obtenus en 2004 dans différents sols de Suisse. La couche analysée est 0-5 cm. Dans l'analyse des eaux (Tableau 2), au moins 100 litres sont prélevés alors que les mesures de filtres à air (Tableau 3) se font sur au moins 400'000 m^3 collectés durant l'année en cours (octobre 2003-octobre 2004).

Tableau 1

Plutonium et américium dans les sols en Suisse en 2004 (Bq/kg de matière sèche)

| Lieu | $^{239/240}\text{Pu}$ | ^{241}Am | $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ | ^{241}Am |
|-----------------------------|-----------------------|-------------------|---------------------------------------|-------------------|
| Centrales nucléaires | | | | |
| Mühleberg | 0.24±0.01 | 0.081±0.010 | 0.031±0.010 | 0.34±0.05 |
| Gösgen | 0.13±0.01 | 0.041±0.004 | 0.016±0.010 | 0.33±0.05 |
| Beznau | 0.19±0.01 | 0.078±0.008 | 0.038±0.010 | 0.42±0.05 |
| Leibstadt | 0.14±0.01 | 0.069±0.008 | 0.027±0.010 | 0.49±0.07 |
| PSI-OASE | 0.25±0.02 | 0.078±0.008 | 0.029±0.010 | 0.32±0.04 |
| PSI-ZWILAG | 0.24±0.01 | 0.088±0.008 | 0.030±0.010 | 0.37±0.03 |
| Sols de plaine | | | | |
| Arenenberg | 0.20±0.02 | 0.072±0.009 | 0.025±0.010 | 0.36±0.05 |
| Diesse | 0.45±0.05 | 0.13±0.02 | < LD | 0.30±0.05 |
| Grangeneuve | 0.37±0.06 | 0.15±0.02 | 0.027±0.010 | 0.42±0.08 |
| Sols de montagne | | | | |
| Gimmelwald | 0.48±0.02 | 0.21±0.02 | 0.027±0.006 | 0.43±0.05 |
| Allmendhubel | 1.52±0.10 | 0.62±0.04 | 0.023±0.008 | 0.41±0.04 |
| Fahrni | 0.45±0.05 | 0.20±0.01 | 0.024±0.010 | 0.45±0.06 |
| Diesse | 0.45±0.05 | 0.20±0.02 | 0.013±0.010 | 0.44±0.07 |
| Coire | 0.40±0.01 | 0.16±0.02 | 0.029±0.008 | 0.40±0.05 |
| Davos | 1.36±0.004 | 0.48±0.02 | 0.031±0.004 | 0.36±0.02 |
| Sédiments | | | | |
| Hagneck (aval Mühleberg) | 0.36±0.02 | | ^{238}Pu < LDa) | |
| Klingnau (aval Beznau) | 0.45±0.02 | | ^{238}Pu < LD a) | |
| Pratteln (aval Leibstadt) | 0.46±0.02 | | ^{238}Pu < LD a) | |

LD= 1mBq/kg

Tableau 2

Mesure de plutonium et d'américium dans les eaux (mBq/m³)

| Lieu | Type d'eau | $^{239/240}\text{Pu}$ | ^{241}Am |
|-----------------|------------|-----------------------|-------------------|
| Mühleberg | pluie | 15±4 | 2.0±0.7 |
| Fribourg | pluie | 34±8 | 9±2 |
| Rhône (Genève) | rivière | 5±1 | 8±2 |
| Rhin (Pratteln) | rivière | n.m. | 3.0±0.7 |

Tableau 3

Mesure de plutonium et d'américium dans les filtres à air (nBq/m³)

| Lieu | Année | $^{239/240}\text{Pu}$ | ^{241}Am |
|---------------|-------|-----------------------|-------------------|
| Klingnau | 2003 | 2.6±0.5 | < 1.0 |
| Monte Ceneri | 2003 | 3.5±0.5 | 2.4±1.0 |
| Weissfluhjoch | 2004 | 4.7±1.0 | 9.5±3 |
| Fribourg | 2004 | 1.8±0.3 | 6.2±2 |
| Mühleberg | 2004 | 3.3±1.0 | 2±1 |

Les résultats de la Figure 1 montrent que les filtres à air du Weissfluhjoch présentent, entre 2000 et 2003, une augmentation de l'activité en ^{241}Am . Comme mesure de contrôle, les filtres à air du Monte Ceneri de l'année 2003 ont également été analysés mais ne montraient pas la présence d'américium.

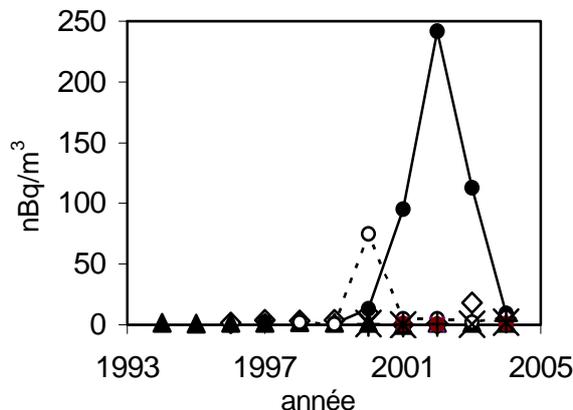


Figure 1

Mesures de plutonium et d'américium dans les filtres à air entre 1994 et 2004.

λ: Weissfluhjoch-Am, μ: Fribourg-Am, x: Weissfluhjoch-Pu, ▲: Fribourg-Pu, X: Mühleberg-Am, +: Mühleberg-Pu.

L'explication réside peut-être dans les travaux de transformation de la station du Weissfluhjoch, avec la possibilité d'incinération à proximité du chantier de matériaux de construction contenant des détecteurs d'incendie avec une source d'américium. A noter qu'une légère augmentation de l'activité en américium des filtres à air de Fribourg a également été détectée en 2000, probablement due au même phénomène d'incinération involontaire de détecteurs d'incendie.

Le plutonium, qui n'est pas utilisé dans des applications industrielles, ne présente pas d'augmentation d'activité dans les filtres à air. Son activité moyenne à Fribourg entre 1994 et 2004 est de 1.5 ± 0.5 nBq/m³. Au Weissflujoch, elle est de 3.6 ± 1 si l'on exclut la valeur un peu élevée de 2003 (18 nBq/m³). Ces valeurs sont représentatives d'une activité dans les filtres à air provenant de la re-suspension de particules de sol dans l'air [2].

Lors de la mesure des sols, aucune valeur particulière n'a été décelée et les indicateurs de contamination représentés par les rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ (0.036 ± 0.06) et $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ (0.39 ± 0.08 , voir Figure 2) indiquent que la contamination radioactive provient uniquement des retombées des essais nucléaires des années soixante et de la chute du satellite (source de ^{238}Pu) SNAP-9A.

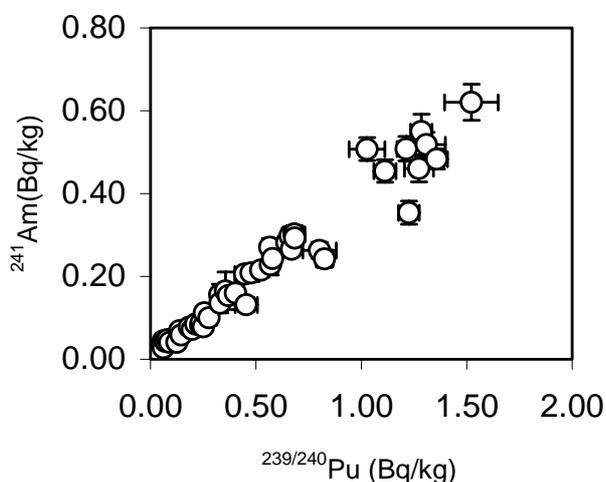


Figure 2
Activité de l'américium en fonction de l'activité en plutonium dans divers échantillons de l'environnement en 2004.

7.3.3 Etude d'un site du Jura vaudois

Dans le but d'identifier les mécanismes de répartition et de transfert de radioéléments dans les sols du Jura, un site particulier, près du col du Mollendruz, a été étudié en détail. Le site représente une surface de 50×50 m² et 6 mesures de spectrométrie in-situ permettant de couvrir l'entier de la surface ont montré une activité en ^{137}Cs situé entre 25 et 30 Bq/kg, soit une activité homogène. Le terrain étudié est orienté nord-sud, avec une légère dépression vers le sud en direction du centre de la zone (Figure 3). La zone hachurée représente un sol saturé pratiquement en permanence et la zone pointillée un sol en légère pente vers le centre de la zone saturée.

Quatre profils de sol jusqu'à 25 cm ont été prélevés et analysés pour déterminer l'activité en plutonium, américium, ^{137}Cs et ^{90}Sr (voir chap.4.3 pour ^{137}Cs et ^{90}Sr).

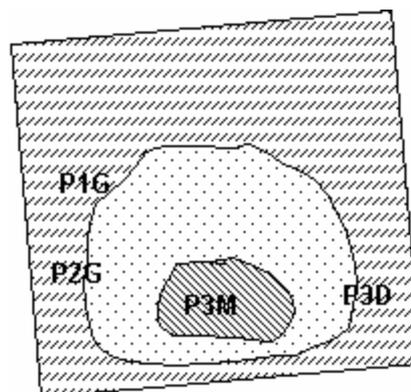


Figure 3.
Endroits de prélèvement des profils de sol sur le site du Sasselet.

Les résultats de la mesure de plutonium et d'américium dans les différents profils sont présentés dans la Figure 4 (a, b, c, d).

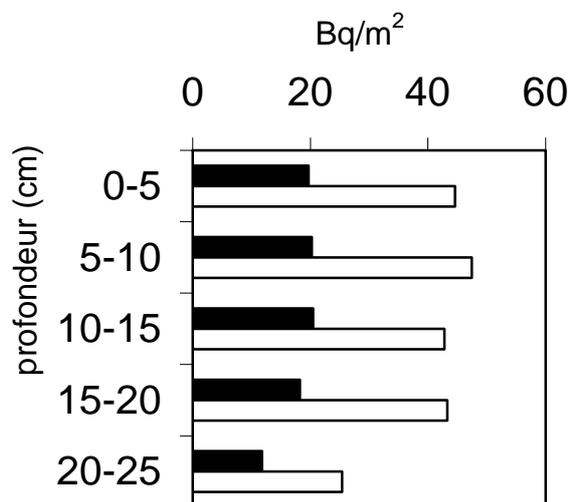


Figure 4a)
Profil de sol du Sasselet P2G; ■: Pu; □: Am

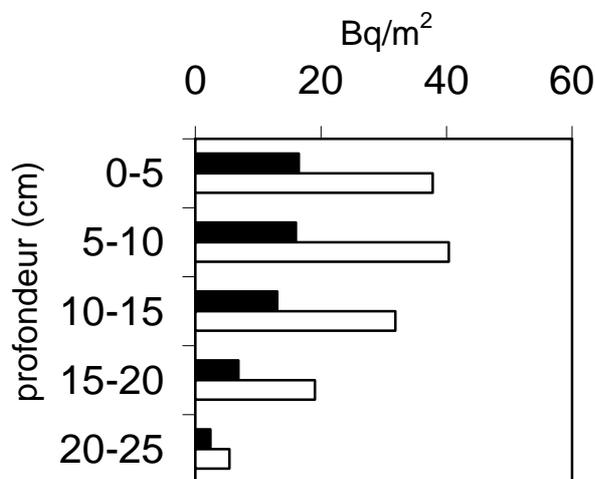


Figure 4b)
Profil de sol du Sasselet P1G; ■: Pu; □: Am

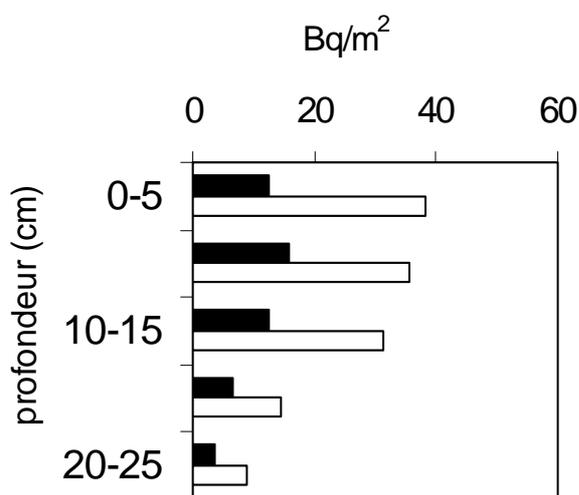


Figure 4c)
Profil de sol du Sasselet P3D; ■: Pu; □: Am

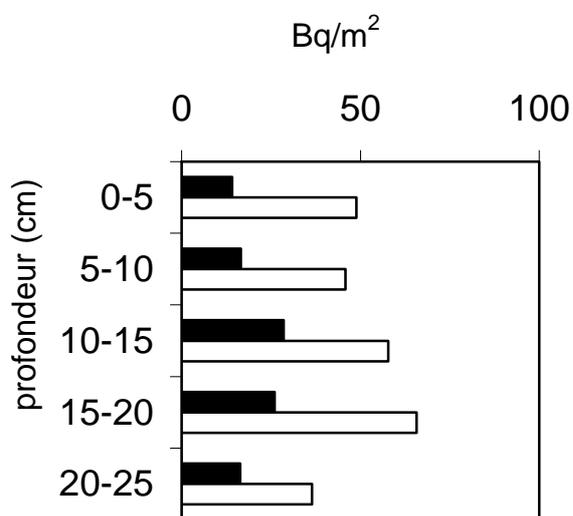


Figure 4d)
Profil de sol du Sasselet P3M; ■: Pu; □: Am

L'étude des différents profils montre que le plutonium et l'américium ont fortement migré en profondeur dans tous les profils. Cette migration est d'autant plus marquée que l'on se dirige vers le centre de la légère dépression saturée. Il est ainsi pratiquement certain que les flux hydrauliques ont une importance dans le transfert des radioéléments. Le plutonium est fortement dépendant des conditions REDOX du milieu car il peut exister sous quatre degrés d'oxydation différents dans l'environnement. L'américium existe seulement au degré d'oxydation +3 dans l'environnement. Dans cette étude, le plutonium et l'américium migrent ensemble en profondeur, indiquant des mécanismes de complexation et d'absorption similaires. Dans tous les profils, le rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ est situé, pour toutes les couches de 0 à 25 cm, entre 0.30 et 0.48.

L'analyse des valeurs des dépôts surfaciques indiquent que le site P1G a une déposition en plutonium de 134 Bq/m^2 , le site P2G de 204 Bq/m^2 , P3D de 129 Bq/m^2 et P3M de 216 Bq/m^2 . L'emplacement de ces sites de prélèvement sur la Figure 3 montre que les sites à proximité ou au centre de la petite dépression saturée (P2G et P3M) ont des dépôts significativement supérieures aux deux autres sites, situés sur les bords. Il est probable qu'un apport latéral venant des bords de la petite cuvette (ΔH environ 2 m) se produit par re-mobilisation des particules de sol en direction du centre de la cuvette.

La migration en profondeur de radioéléments tels que le plutonium et l'américium et le transfert dans les eaux de surface ou les eaux souterraines dépendent de facteurs tels que le pH de la solution du sol, le potentiel REDOX (Eh) de la solution du sol ou encore de la proportion de matière organique du sol (%MO). Sur un site situé à environ 500 m du site d'étude, une analyse de la solution du sol par un prélèvement à l'aide de bougies poreuses indique un pH élevé (>8) et un potentiel REDOX bas ($< -100 \text{ mV}$). Ces conditions sont propices à la formation d'espèces réduites des hydroxydes de fer (FeOH^+ , $\text{Fe}(\text{OH})_2$). En présence d'un fort pourcentage de MO (plus de 40% pour le site P3M), ces conditions sont favorables à la formation de colloïdes humiques de plutonium et d'américium permettant leur transport par lessivage. En milieu fortement carbonaté (typique du dépôt sédimentaire du Jura) la forme dissoute ionique du plutonium, $\text{Pu}(\text{CO}_3)(\text{OH})^+$ est facilement adsorbée sur des colloïdes organiques et transportée à distance. Kersting et al. [4] ont montré que le plutonium de tests atomiques souterrains avait migré jusqu'à 1 km de son lieu d'origine pendant un laps de temps de 30 ans environ par un mécanisme de transport colloïdal.

7.3.4 Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2004 n'ont pas relevé d'activité inattendue. L'analyse des rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ 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 ^{238}Pu .

L'augmentation de l'activité en américium des filtres à air du site du Weissfluhjoch entre 2000 et 2003 n'est plus observée. Son origine est certainement liée aux travaux de transformation réalisés pendant cette période dans la station, avec la possibilité d'incinération de matériaux de construction contenant des détecteurs d'incendie à l'américium.

Enfin une étude détaillée d'un site du Jura a montré que le plutonium et l'américium pouvaient

migrer en profondeur sous certaines conditions de pH et de Eh de la solution de sol. Dans un système karstique de faible épaisseur de sol, on peut s'attendre à retrouver une partie de la contamination dans les eaux souterraines, liée à des colloïdes humiques ou à des carbonates ($\text{PuO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{PuO}_2(\text{CO}_3)^-$).

7.3.5 Remerciement

André Gurtner et Pierre Beuret (SUEr) sont remerciés pour les mesures de spectrométrie in-situ.

7.3.6 Bibliographie

- [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] Garcai-Olivares, A. 1997, J.Environ.Radioact., 37, 101-114.
- [3] Rosner, G., Winkler, R., 2001, The Sci.Tot.Environ., 273, 11-25.
- [4] Kersting, A.B.; Efur, D.W., Finnegan, D.L.; Rokop, D.J.; Smith, D.K.; Thompson, J.L. 1999, Nature, 397, 56-59.

8. Überwachung der Kernanlagen und Forschungszentren: Emissionen und Immissionen

F. Cartier, A. Leupin

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

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit Abwasser und Abluft lagen im Jahr 2004 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul-Scherrer-Institut (PSI) und das am gleichen Standort domizilierte Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben und der Direktstrahlung aus dem Werk errechnete Strahlenexposition ist selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes von 0.3 mSv pro Jahr.

Die externe Strahlung ist mit dem Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) ständig überwacht worden. Um das KKB und das PSI sind 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungs-Messsonden in einem Abstand von bis zu ca. 5 km in Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale übertragen und automatisch analysiert. Gegebenenfalls werden Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich signalisiert und automatisch dem HSK-Pikett gemeldet. Die im Berichtsjahr erkannten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen oder Ausfälle liessen sich mit in der Nähe der MADUK-Sonden durchgeführten Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden, mit Defekten bei der Sondenelektronik resp. Umbauten an MADUK-Sonden erklären.

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

Bei den luftgetragenen Stoffen können die gemessenen künstlichen Radionuklide im allgemeinen mit den Atomwaffentests (^{90}Sr) oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl (^{137}Cs) in Verbindung gebracht werden. Die langjährige Messreihe der UNI-Bern von ^{14}C in Baumblättern der Umgebung der Kernkraftwerke wurde fortgesetzt.

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radionukliden, wie ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{65}Zn , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen; zudem wurde auch ^{137}Cs festgestellt, welches aus dem Tschernobyl-Unfall und den Atomwaffen-Tests stammt.

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

8.1. Emission aus den Kernanlagen

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

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

Die Abgaben von Abluft und Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in Figur 1a und b für die letzten fünf Jahre im Vergleich zu den Jahreslimiten dargestellt. Alle Kernkraftwerke haben die Jahres- und die Kurzzeitlemiten eingehalten. Tabelle 1a zeigt die gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechneten Personendosen für Erwachsene und Kleinkinder im Jahr 2004. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechnete Dosiswerte sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Eine nuklid-spezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 1c, mit der Abluft in den Tabellen 1d und 1e aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Die Abgabemessungen der Kernkraftwerke wurden mit insgesamt mehr als 150 Proben durch die Behörden kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen im Rahmen der Vorgaben überein und zeigen, dass die Abgabereglemente beachtet werden.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKB ungefähr 0.002 mSv, beim KKG 0.001 mSv, beim KKL 0.005 mSv und beim KKM ungefähr 0.005 mSv. Die berechneten Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung betragen im Jahr 2004 somit einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die ^{14}C -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis bestimmen. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ^{14}C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Abgaberate in den Kernkraftwerken ist primär von der Reaktorleistung, aber auch von weiteren Faktoren abhängig, die gegenwärtig in den Schweizer Kernkraftwerken vertieft untersucht werden. KKL führt schon seit längerer Zeit aus eigener Veranlassung ^{14}C Messungen durch. Mitte 1998 wurde das System zur Messung von ^{14}C aufgrund der Resultate einer internationalen

Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. KKG hat seit Ende 2001 ebenfalls Messungen der ^{14}C -Abgaben mit der Abluft durchgeführt. Diese der Beweissicherung dienenden Messungen wurden im Jahr 2004 von KKG aus eigener Veranlassung weitergeführt. Dabei zeigte es sich, dass die in den Vorjahren ermittelte, dosisrelevante ^{14}C -Abgaben als Folge eines fehlerhaften Kalibrierstandards vermutlich um ca. Faktor 3 überschätzt wurden. KKG hat zu Beginn des Berichtsjahrs die Messapparatur mit zwei diversitären, neuen Standards neu kalibriert. Die damit ermittelten ^{14}C -Abgaben korrespondieren nun wiederum sehr gut mit den Erfahrungswerten aus einer früheren Messkampagne und den in der einschlägigen Literatur angegebenen ^{14}C -Abgaben. Für die Dosisberechnung wurden die im Jahr 2004 mit der rekalierten Messapparatur bestimmten, in der Form von Kohlendioxid abgegebenen ^{14}C -Werte verwendet. Bei den beiden andern schweizerischen Kernkraftwerken werden bei der Dosisberechnung für die ^{14}C -Abgaben weiterhin Erfahrungswerte eingesetzt; zu deren Überprüfung sind Probenahmeeinrichtungen und Messgeräte aktuell in Betrieb.

Bei der Bewertung der errechneten Dosiswerte gilt es zu beachten, dass diese unterhalb von 0,01 mSv liegen. Dosen in einer solchen Grössenordnung gelten gemäss Artikel 5 und Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung in jedem Fall als gerechtfertigt und optimiert.

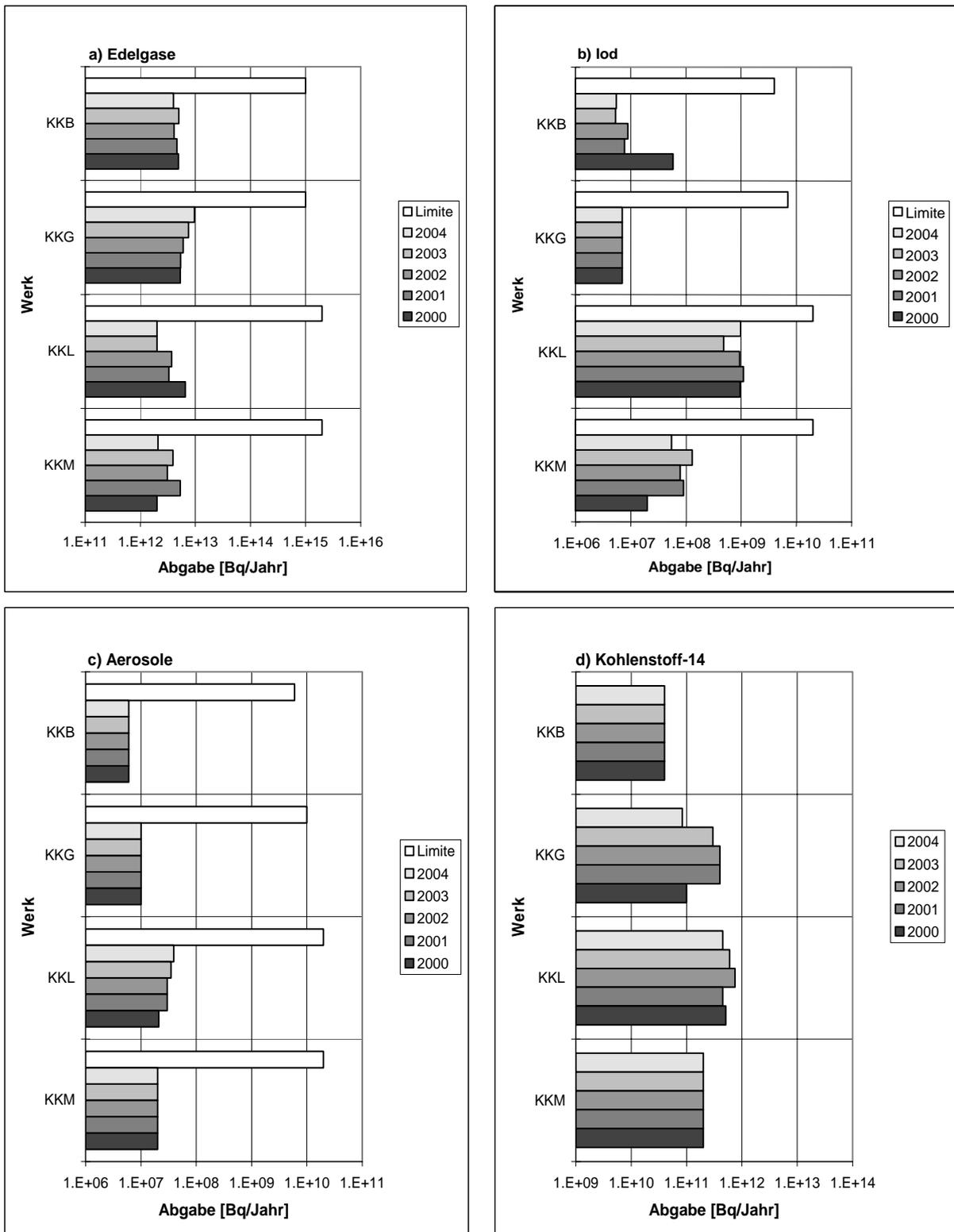
Die Kernkraftwerke waren für die ordentlichen Revisionsarbeiten resp. Brennelementwechsel während folgender Perioden abgestellt: KKB I vom 29. Mai bis 10. Juli, KKB II vom 31. Juli bis 10. August, KKG vom 5. Juni bis 24. Juni, KKL vom 7. August bis zum 21. September und KKM vom 8. August bis 27. August 2004.

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 0.004 mSv. Der Betrieb der Verbrennungsanlage am PSI Ost, welche in den vergangenen Jahren ebenfalls einen kleinen

Beitrag zur Gesamtdosis lieferte, wurde auf Anfang 2003 eingestellt. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich hier durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern im Westteil. Die vom PSI und von der HSK unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass selbst unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des Dosisanteils des PSI von 0,15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert des gemeinsamen Standortes PSI und ZZL liegt.

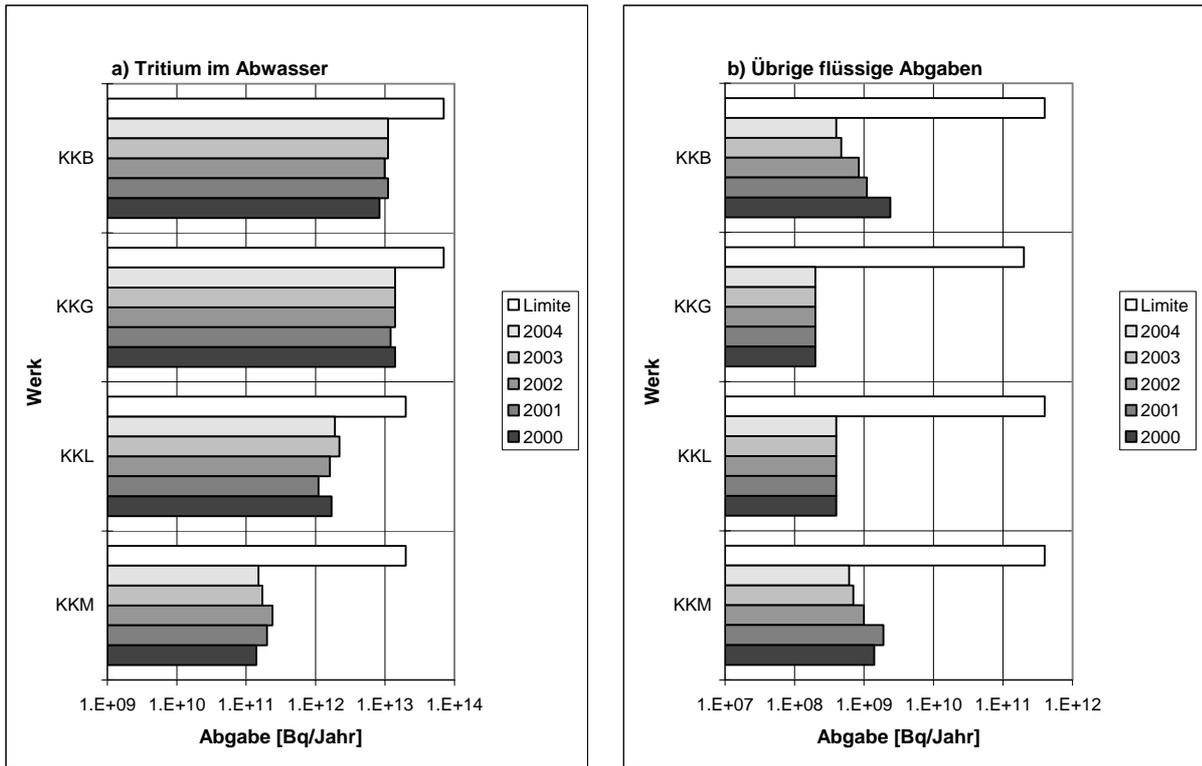
Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfälle und im Hochregallager der Konditionieranlage. In der Verbrennungsanlage fand Ende März ein kurzer aktiver Testbetrieb mit Abfällen besonders geringer Aktivität statt, der zeigte dass der Grossteil der Radionuklide in das Abfallprodukt eingebunden wird und dass allfällige Restanteile an bzw. in den dafür vorgesehenen Komponenten des Ofens und der Abgasreinigungsanlage zurückgehalten werden. Während des aktiven Testbetriebs traten keine nennenswerten Störungen auf. Die Abgabelimiten wurden eingehalten. Die gemessenen radioaktiven Abgaben an die Umwelt und die daraus resultierenden Dosiswerte für die Umgebungsbevölkerung waren unbedeutend.

Abluft



Figur 1a
 Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2000 – 2004) im Vergleich mit den Abgabelimiten

Abwasser



Figur 1b
Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2000 – 2004) im Vergleich mit den Abgabelimiten

Tabelle 1a

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe der Kernkraftwerke an die Umgebung im Jahr 2004 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.

| Anlage | Medium | Art der Abgaben ⁴ | Abgabelimiten ¹ Bq/Jahr | Tatsächliche Abgaben ^{2,4} Aequivalentabgaben (Vergleich mit den Limiten) | | | Berechnete Jahresdosis ³ | |
|-------------------|-------------------------------------|---|---|--|-----------------------|---|-------------------------------------|-----------------------|
| | | | | Bq/Jahr | Prozent der Limite | Bq/Jahr | Erwachsener mSv/Jahr | Kleinkind mSv/Jahr |
| KKB1 + KKB2 | Abwasser (4066 m ³) | Nuklidgemisch | 4 · 10 ¹¹ | 4.0 · 10 ⁸ | 0.1% | 1.2 · 10 ¹⁰ | <0.001 | <0.001 |
| | | Tritium | 7 · 10 ¹³ | 1.1 · 10 ¹³ | 16% | 1.1 · 10 ¹³ | <0.001 | <0.001 |
| | Abluft | Edelgase | 1 · 10 ¹⁵ | 4.0 · 10 ¹² | 0.4% | 3.6 · 10 ¹² | <0.001 | <0.001 |
| | | Aerosole | 6 · 10 ⁹ | - | <0.1% | 9.5 · 10 ⁵ | <0.001 | <0.001 |
| | | Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C | 4 · 10 ⁹ - - | 5.5 · 10 ⁶ - - | 0.1% - - | 5.5 · 10 ⁶ 4.0 · 10 ¹⁰ | <0.001 0.0012 | <0.001 0.0020 |
| Gesamtdosis | | | | | | 0.0013 | 0.0021 | |
| KKM | Abwasser (4729 m ³) | Nuklidgemisch | 4 · 10 ¹¹ | 6.1 · 10 ⁸ | 0.2% | 5.4 · 10 ⁹ | <0.001 | <0.001 |
| | | Tritium | 2 · 10 ¹³ | 1.5 · 10 ¹¹ | 0.8% | 1.5 · 10 ¹¹ | <0.001 | <0.001 |
| | Abluft | Edelgase | 2 · 10 ¹⁵ | 2.1 · 10 ¹² | 0.1% | 1.0 · 10 ¹² | <0.001 | <0.001 |
| | | Aerosole | 2 · 10 ¹⁰ | - | <0.1% | 5.5 · 10 ⁶ | 0.0044 | 0.0038 |
| | | Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C | 2 · 10 ¹⁰ - - | 5.5 · 10 ⁷ - - | 0.3% - - | 5.5 · 10 ⁷ 2 · 10 ¹¹ | <0.001 <0.001 | <0.001 0.0012 |
| Gesamtdosis | | | | | | 0.0052 | 0.0050 | |
| KKG | Abwasser (7138 m ³) | Nuklidgemisch | 2 · 10 ¹¹ | - | <0.1% | 4.8 · 10 ⁶ | <0.001 | <0.001 |
| | | Tritium | 7 · 10 ¹³ | 1.4 · 10 ¹³ | 20% | 1.4 · 10 ¹³ | <0.001 | <0.001 |
| | Abluft | Edelgase | 1 · 10 ¹⁵ | <9.6 · 10 ¹² | <1.0% | <8.4 · 10 ¹² | <0.001 | <0.001 |
| | | Aerosole | 1 · 10 ¹⁰ | - | <0.1% | 2.5 · 10 ⁵ | <0.001 | <0.001 |
| | | Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C | 7 · 10 ⁹ - - | - - - | <0.1% - - | - 8.4 · 10 ¹⁰ | <0.001 <0.001 | <0.001 0.001 |
| Gesamtdosis | | | | | | <0.001 | 0.0011 | |
| KKL | Abwasser (15524 m ³) | Nuklidgemisch | 4 · 10 ¹¹ | - | <0.1% | 1.9 · 10 ⁸ | <0.001 | <0.001 |
| | | Tritium | 2 · 10 ¹³ | 1.9 · 10 ¹² | 10% | 1.9 · 10 ¹² | <0.001 | <0.001 |
| | Abluft | Edelgase | 2 · 10 ¹⁵ | - | <0.1% | 3.0 · 10 ¹² | <0.001 | <0.001 |
| | | Aerosole | 2 · 10 ¹⁰ | 3.9 · 10 ⁷ | 0.2% | 3.9 · 10 ⁷ | <0.001 | <0.001 |
| | | Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C | 2 · 10 ¹⁰ - - | 9.9 · 10 ⁸ - - | 5% - - | 9.9 · 10 ⁸ 4.5 · 10 ¹¹ | <0.001 0.0024 | <0.001 0.0041 |
| Gesamtdosis | | | | | | 0.0026 | 0.0049 | |

Tabelle 1b

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2004 und der daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.

| | PSI Ost, Kernanlagen | | | | |
|--|----------------------|---------------------|---------------------|---|----------------------|
| | Hochkamin | Saphir, Proteus | Forschungs-labor | Betriebsgebäude für radioaktive Abfälle | Bundes-zwischenlager |
| Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq] | | | | | |
| Nuklidgemisch ohne Tritium | - | - | - | - | - |
| Tritium | - | - | - | - | - |
| Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq] | | | | | |
| Edelgase und andere Gase | 2.3·10 ¹² | - | - | - | - |
| β/γ-Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit>8 Std) | 1.4·10 ⁶ | - | - | - | - |
| α-Aerosole | - | - | - | - | - |
| Iod | 4.7·10 ⁸ | - | 1.7·10 ⁴ | - | - |
| Tritium (tritiertes Wasser, HTO) | 1.8·10 ¹⁰ | 1.7·10 ⁹ | - | 6.3·10 ⁹ | 2.3·10 ⁹ |
| Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C | - | - | - | - | - |
| Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für: | | | | | |
| Erwachsene | <0.00015 | <0.00015 | <0.00015 | <0.00015 | <0.00015 |
| Kleinkinder | 0.0003 | <0.00015 | <0.00015 | <0.00015 | <0.00015 |
| Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹ | 0.2% | <0.1% | <0.1% | <0.1% | <0.1% |

| | PSI West, Teilchenbeschleuniger | | | | Gesamtanlage PSI ^{2,4} | |
|--|---------------------------------|----------------------|---------------------|----------------------------------|---------------------------------|----------------------|
| | Zentrale Fortluftanlagen | Injektor II | C-Labor | Abwasser PSI 2692 m ³ | Gesamtsumme | Aequivalent-abgaben |
| Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq] | | | | | | |
| Nuklidgemisch ohne Tritium | - | - | - | 7.5·10 ⁷ | 7.5·10 ⁷ | 8.0·10 ⁷ |
| Tritium | - | - | - | 6.6·10 ¹⁰ | 6.6·10 ¹⁰ | - |
| Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq] | | | | | | |
| Edelgase und andere Gase | 9.2·10 ¹³ | 8.9·10 ¹⁰ | - | - | 9.4·10 ¹³ | 2.0·10 ¹⁴ |
| β/γ-Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit>8 Std) | 1.2·10 ¹⁰ | 3.8·10 ⁶ | 7.1·10 ³ | - | 1.2·10 ¹⁰ | - |
| α-Aerosole | - | - | - | - | - | - |
| Iod | 7.1·10 ⁷ | - | - | - | 5.4·10 ⁸ | 4.7·10 ⁸ |
| Tritium (tritiertes Wasser, HTO) | 8.6·10 ¹¹ | - | - | - | 8.8·10 ¹¹ | - |
| Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C | - | - | - | - | - | - |
| Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für: | | | | | | |
| Erwachsene | 0.0030 | <0.00015 | <0.00015 | <0.00015 | | <0.004 |
| Kleinkinder | 0.0031 | <0.00015 | <0.00015 | <0.00015 | | <0.004 |
| Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹ | 2.1 % | <0.1% | <0.1% | <0.1% | | <3% |

Tabelle 1c

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2004: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben²⁾

| Nuklid β/γ -Strahler | Abgaben [Bq im Jahr] | | | | |
|--------------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | Beznau | Gösgen | Leibstadt | Mühleberg | PSI |
| ³ H | 1.1 · 10 ¹³ | 1.4 · 10 ¹³ | 1.9 · 10 ¹² | 1.5 · 10 ¹¹ | 6.6 · 10 ¹⁰ |
| ⁷ Be | | | | | 3.0 · 10 ⁵ |
| ²² Na | | | | | 3.4 · 10 ⁶ |
| ²⁴ Na | 2.4 · 10 ⁷ | | | | |
| ³⁵ S | | | | | 4.6 · 10 ⁶ |
| ⁵¹ Cr | 7.3 · 10 ⁶ | | 1.1 · 10 ⁷ | 4.4 · 10 ⁸ | |
| ⁵⁴ Mn | 8.4 · 10 ⁷ | 5.2 · 10 ⁴ | 1.4 · 10 ⁷ | 1.4 · 10 ⁹ | 6.3 · 10 ⁵ |
| ⁵⁶ Mn | | | | | |
| ⁵⁹ Fe | | | | 9.2 · 10 ⁷ | |
| ⁵⁶ Co | | | | | 1.3 · 10 ⁵ |
| ⁵⁷ Co | 6.8 · 10 ⁷ | | | | 7.2 · 10 ⁵ |
| ⁵⁸ Co | 1.0 · 10 ¹⁰ | | 8.3 · 10 ⁶ | 5.5 · 10 ⁸ | 2.5 · 10 ⁶ |
| ⁶⁰ Co | 6.3 · 10 ⁸ | 2.7 · 10 ⁶ | 1.0 · 10 ⁸ | 2.2 · 10 ⁹ | 8.5 · 10 ⁶ |
| ⁶⁵ Zn | | | | 2.1 · 10 ⁸ | 4.8 · 10 ³ |
| ⁸⁵ Sr | | | | | 2.4 · 10 ⁵ |
| ⁸⁹ Sr | 4.5 · 10 ⁷ | | | 7.7 · 10 ⁶ | |
| ⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y | 7.2 · 10 ⁶ | | | 2.0 · 10 ⁷ | 3.3 · 10 ⁵ |
| ⁹⁵ Zr | 3.6 · 10 ⁶ | | | 2.1 · 10 ⁶ | |
| ⁹⁷ Zr | | | | | |
| ⁹⁵ Nb | 1.4 · 10 ⁷ | 2.4 · 10 ⁵ | | 7.3 · 10 ⁶ | |
| ⁹⁹ Mo | 6.1 · 10 ⁶ | | | | |
| ^{99m} Tc | 3.6 · 10 ⁵ | | | 9.9 · 10 ⁴ | |
| ¹⁰³ Ru | | | | | |
| ^{115m} Cd | | | | | |
| ^{110m} Ag | 4.4 · 10 ⁷ | | | | |
| ¹²² Sb | 5.6 · 10 ⁷ | | | | |
| ¹²⁴ Sb | 3.4 · 10 ⁸ | | | 1.5 · 10 ⁷ | |
| ¹²⁵ Sb | 1.9 · 10 ⁸ | | | | |
| ^{123m} Te | 4.6 · 10 ⁶ | 1.8 · 10 ⁶ | | | |
| ¹³² Te | 3.9 · 10 ⁵ | | | | |
| ¹²⁵ I | | | | | 1.1 · 10 ⁷ |
| ¹²⁶ I | | | | | |
| ¹³¹ I | 1.9 · 10 ⁷ | | 2.8 · 10 ⁷ | | 3.1 · 10 ⁶ |
| ¹³³ I | 4.6 · 10 ⁶ | | | | |
| ¹³⁴ Cs | 1.9 · 10 ⁶ | | 1.2 · 10 ⁷ | 2.3 · 10 ⁶ | 1.1 · 10 ⁶ |
| ¹³⁶ Cs | | | | | |
| ¹³⁷ Cs | 1.4 · 10 ⁸ | | 1.5 · 10 ⁷ | 3.8 · 10 ⁸ | 2.1 · 10 ⁷ |
| ¹³³ Ba | | | | | 9.2 · 10 ⁴ |
| ¹⁴⁰ Ba | | | | | |
| ¹⁴⁰ La | | | | | |
| ¹⁴¹ Ce | 3.5 · 10 ⁵ | | | | |
| ¹⁴³ Ce | | | | | |
| ¹⁴⁴ Ce | 1.2 · 10 ⁶ | | | | |
| ¹⁵² Eu | | | | | 2.8 · 10 ⁶ |
| ¹⁷⁷ Lu | | | | | 8.6 · 10 ⁵ |
| ¹⁹² Ir | | | | 2.7 · 10 ⁷ | |
| ²³⁹ Np | | | | | |
| α-Strahler | | <1.2 · 10 ⁵ | 4.6 · 10 ⁵ | 1.9 · 10 ⁵ | |
| ²¹⁰ Po | | | | | 5.4 · 10 ⁶ |
| ^{239/240} Pu | | | | | 5.3 · 10 ⁶ |
| ²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am | | | | | 3.5 · 10 ⁶ |

Tabelle 1e

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2004: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben, Aerosole

| Nuklid β/γ-Aerosole | Abgaben [Bq im Jahr] | | | | |
|----------------------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|
| | Beznau | Gösgen | Leibstadt | Mühleberg | PSI |
| ⁷ Be | | | | | 2.3·10 ⁵ |
| ²² Na | | | | | |
| ²⁴ Na | | | | | |
| ³⁸ S | | | | | 1.3·10 ⁹ |
| ³⁸ Cl | | | | | 4.6·10 ⁸ |
| ³⁹ Cl | | | | | 1.4·10 ¹⁰ |
| ⁵¹ Cr | 6.2·10 ² | | | | |
| ⁵⁴ Mn | | | | | |
| ⁵⁷ Co | | | | | |
| ⁵⁸ Co | 9.2·10 ⁴ | | | | |
| ⁶⁰ Co | 7.7·10 ² | 2.5·10 ⁵ | 4.4·10 ⁵ | 7.3·10 ⁵ | 1.2·10 ⁶ |
| ⁶⁵ Zn | | | | 4.2·10 ⁴ | |
| ⁶⁹ Ge | | | | | 1.4·10 ⁶ |
| ⁷⁵ Se | | | | | 5.6·10 ⁵ |
| ⁷⁶ Br | | | | | 1.4·10 ⁷ |
| ⁷⁷ Br | | | | | 8.2·10 ⁶ |
| ⁸² Br | | | | | 5.0·10 ⁸ |
| ⁸⁹ Sr | | | | 1.2·10 ⁵ | |
| ⁹⁰ Sr | | | | 2.0·10 ² | |
| ^{99m} Tc | | | | | |
| ⁹⁵ Zr | 2.8·10 ⁴ | | | | |
| ⁹⁵ Nb | 4.8·10 ⁴ | | | 6.2·10 ³ | |
| ¹⁰⁶ Ru/Rh | | | | | |
| ^{108m} Ag | | | | | |
| ^{110m} Ag | | | | | |
| ^{123m} Te | 2.4·10 ³ | | | | |
| ^{125m} Te | | | | | |
| ¹²⁴ Sb | | | | | |
| ¹²⁵ Sb | 2.6·10 ³ | | | | |
| ¹³¹ I | | | 3.2·10 ⁷ | 2.5·10 ⁵ | |
| ¹³⁴ Cs | | | 2.5·10 ⁵ | | |
| ¹³⁷ Cs | 6.2·10 ⁴ | | 1.8·10 ⁵ | 5.6·10 ⁵ | 4.8·10 ³ |
| ¹⁴⁰ Ba | | | 6.4·10 ⁶ | 3.8·10 ⁶ | |
| ¹⁴⁰ La | | | 6.0·10 ⁶ | | |
| ¹⁴¹ Ce | | | | | |
| ¹⁸¹ Re | | | | | 3.1·10 ⁷ |
| ¹⁸² Re | | | | | 9.3·10 ⁷ |
| ¹⁸³ Os | | | | | 1.3·10 ⁸ |
| ^{183m} Os | | | | | 2.8·10 ⁸ |
| ¹⁸⁵ Os | | | | | 7.4·10 ⁶ |
| ¹⁹² Au | | | | | 1.7·10 ⁹ |
| ¹⁹³ Au | | | | | 3.1·10 ⁸ |
| ¹⁹² Hg | | | | | 8.5·10 ⁸ |
| ^{193m} Hg | | | | | 2.2·10 ⁸ |
| ¹⁹⁴ Hg | | | | | 1.4·10 ⁶ |
| ¹⁹⁵ Hg | | | | | 7.6·10 ⁹ |
| ^{195m} Hg | | | | | 9.3·10 ⁷ |
| ^{197m} Hg | | | | | 1.1·10 ⁸ |
| ²⁰³ Hg | | | | | 5.4·10 ⁶ |
| Nicht spezifizerte | 7.8·10 ⁵ | | | | |
| α-Aerosole | <1·10 ⁵ | 4.3·10 ⁴ | <2.3·10 ⁴ | 7.8·10 ⁴ | |
| ²¹⁰ Po | | | | | |

Fussnoten der Tabellen 1a-e

- 1) **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden für die Kernkraftwerke so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) unter 0.2 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2000 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.
- 2) Die **Messung der Abgaben** erfolgt nach den Erfordernissen der Reglemente "für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des..." jeweiligen Kernkraftwerkes resp. des PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden von der HSK als nicht-relevant betrachtet.
- 3) 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.
- 4) 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 $5 \cdot 10^{-8}$ 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 $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m³). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.
Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β -total-Messung durchgeführt; für die Äquivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ¹³³Xe, 10% ¹³⁵Xe und 10% ⁸⁸Kr angenommen.
Gase: Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ¹¹C, ¹³N, ¹⁵O und ⁴¹Ar. 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 $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ 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 demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.
Iod: Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von ¹³¹I 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 ¹³¹Iod-Äquivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ¹³¹I 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 ¹³¹I berücksichtigt.
Kohlenstoff ¹⁴C: In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des ¹⁴C, der für die Dosis relevant ist, angegeben. Die für ¹⁴C angegebenen Werte basieren beim KKG und KKL auf aktuellen Messungen, beim KKB und KKM auf Literaturangaben und in früheren Jahren durchgeführten Messungen.

8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

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

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

8.2.1 Übersicht

Die Ortsdosis respektive Ortsdosisleistung durch externe Strahlung wird in der Umgebung der Kernanlagen mit dem MADUK-Messnetz und mittels am Arealzaun und in der Umgebung positionierten Thermolumineszenzdosimetern (TLD) überwacht. Zusätzlich führt die HSK vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch.

Das Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) dient der permanenten Überwachung der externen Strahlung. In Kapitel 2 wird detailliert auf das MADUK-Messsystem und die damit erhobenen Messergebnisse eingegangen.

8.2.2 Ortsdosen (TLD)

Im Berichtsjahr wurden die Dosismessungen mit Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI fortgeführt. Bei der routinemässig durchgeführten Analyse der Messergebnisse ergaben sich die folgenden Befunde:

- In der Umgebung des KKB/PSI wurde im 1. Quartal 2004 beim Standort „Unterwald Südost, Pkt. 356“ eine Erhöhung der Quartalsdosis um 50 microSv, d.h. ca. 30% des langjährigen Erfahrungswerts, festgestellt – bei nachfolgenden Direktmessungen mit einem Dosisleistungsmessgerät konnte hingegen am Standort und in dessen Umgebung keine Erhöhung festgestellt werden. Auch in den folgenden Quartalen zeigte das TLD an diesem Standort Dosiswerte, welche dem langjährigen Erfahrungswert entsprachen.
- Am Standort „Starrkirch/Wil“ in der Umgebung des KKG wurde das TLD Mitte 2002 auf Grund von Umbauarbeiten leicht verschoben. Seit diesem Zeitpunkt hat sich die gemessene Quartalsdosis auf einem um ca. 25 micro-Sv höheren Wert stabilisiert.
- Bei der routinemässig durchgeführten Analyse der Messergebnisse ergaben sich gegenüber den Erfahrungswerten beim Standort "Station Schwaderloch, KKL" wie bereits im Vorjahr leicht erhöhte Quartalsdosiswerte, die auf eine baulich bedingte Verschiebung des Dosimeters zurückzuführen sind.

Im Nahbereich der Siedewasserreaktoren Mühleberg und Leibstadt ist die Ortsdosisleistung durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht. Diese Strahlung resultiert aus Zerfällen des kurzlebigen, im Reaktor produzierten Stickstoffnuklids ^{16}N , welches mit dem Dampf aus dem Reaktor in die Turbine im Maschinenhaus getragen wird. Daneben können auch Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis am Zaun beitragen.

Beim KKM wurden am Zaun im Rahmen der stichprobenweise, vierteljährlich von der HSK durchgeführten Messungen Ortsdosisleistungen zwischen 0.07 $\mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und 0.43 $\mu\text{Sv/h}$ gemessen; im Jahresdurchschnitt ergibt sich an letzterem Standort nach Abzug des Untergrundes umgerechnet auf ein Jahr und unter Berücksichtigung der Betriebszeit eine Dosis von ca. 2.7 mSv. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD), die an mehreren Stellen am Zaun die Dosis messen, weisen demgegenüber für das Berichtsjahr einen Höchstwert von 2.4 mSv auf (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0.75 mSv).

Beim KKL wurden im Rahmen der vierteljährlichen Stichproben der HSK während des Leistungsbetriebes am Zaun Ortsdosisleistungen zwischen 0.06 mSv/h (natürlicher Untergrund) und 0.29 $\mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes unter Berücksichtigung der Betriebszeit einer Dosis von ca. 1.7 mSv pro Jahr. Der vom KKL im Berichtsjahr ermittelte höchste Wert eines Thermolumineszenz-Dosimeters (TLD) am Zaun betrug 2.6 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0.7 mSv). Im Vergleich zu den Vorjahren ergibt sich somit eine deutliche bessere Übereinstimmung zwischen stichprobenweiser Ortsdosisleistungsmessung und Umgebungs-Ortsdosimetrie. Dies ist auf den Ersatz besser geeignete Dosimeter zurückzuführen.

Im Jahr 2004 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des Paul Scherrer Instituts (PSI) gemessene Wert 1.0 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0.6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt bei der Aktivlagerhalle am PSI-Ost. Dieser Wert ist etwas kleiner als der am nicht genau gleichen Ort, bei Stichproben der HSK ermittelte Dosiswert von 0.7 mSv (nach Abzug des Untergrundes).

Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen, stichprobenweisen Messungen

der HSK eine Erhöhung der Ortsdosis über den natürlichen Untergrund festgestellt.

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

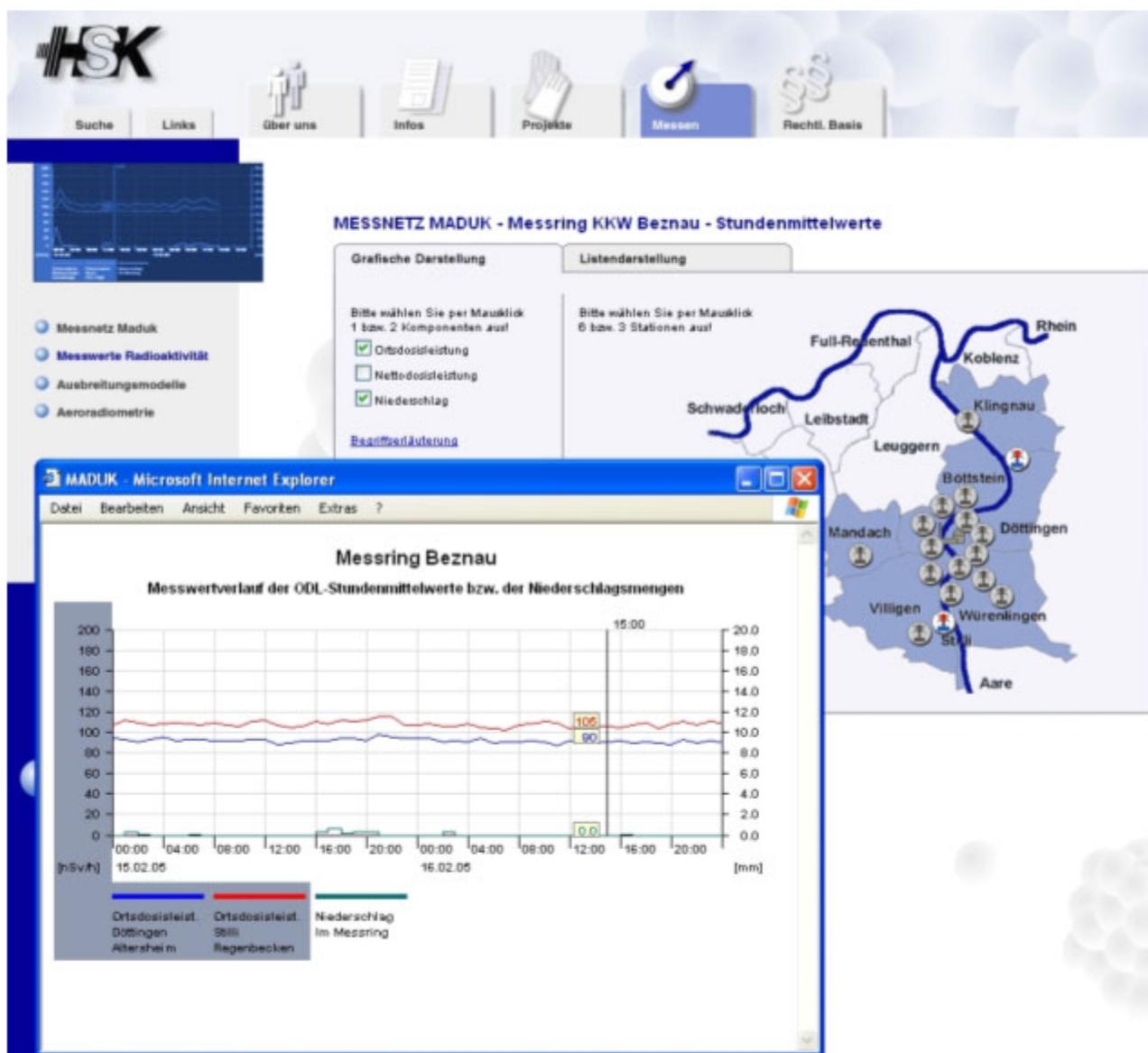
8.2.3 Dosisleistung (MADUK)



Figur 1

Sonde Nr. 7 in der Umgebung des KKG. Die Dosisleistung in der Umwelt stammt von der natürlichen Radioaktivität in Boden und Luft sowie von der kosmischen Strahlung. Sie ist Schwankungen unterworfen, hauptsächlich bei Regen durch das Auswaschen der natürlichen Radioaktivität in der Luft

Das MADUK-System (**M**essnetz zur **a**utomatischen **D**osisleistungsüberwachung in der **U**mgebung der **K**ernkraftwerke) wurde im Laufe des Jahres 1993 aufgebaut, und ab Frühling 1994 in den operativen Betrieb überführt. Dieses System dient der Beweissicherung den Behörden und der Öffentlichkeit gegenüber, indem es die Dosisleistung in der Umgebung der Kernkraftwerke ganzjährig rund um die Uhr misst und überwacht. Es ist ein Instrument für das Erkennen von Betriebsstörungen und Unfällen, da Erhöhungen gegenüber den natürlichen Werten in der HSK automatisch angezeigt werden. Figur 1 zeigt beispielhaft eine Messstation. Die Standorte der insgesamt 57 Messstationen sind in Figur 4 für die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau, Gösgen, Leibstadt und Mühleberg eingetragen. In der Zentrale der HSK werden die Daten verarbeitet, archiviert und an die Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, sowie an die entsprechende Behörde in Baden-Württemberg weitergeleitet. Die Messwerte können auch jederzeit von der SUER (Sektion Überwachung Radioaktivität des Bundesamts für Gesundheit) in Fribourg und bei den Kernkraftwerken eingesehen werden. Auf der Internetseite www.hsk.ch unter der Rubrik Messen/Messwerte Radioaktivität sind ausserdem die Stunden- und Tagesmittelwerte aller MADUK-Stationen in Form von Verlaufskurven abrufbar (Figur 2).



Figur 2
Internet Seite der HSK (www.hsk.ch). Nach der Wahl der gewünschten Stationen kann man Zeitverläufe der Ortsdosisleistungen und Niederschlagsmenge am Bildschirm anschauen

Systeminstandhaltung /-ergänzung und Störungen

Ein Schwerpunkt der Investitionsmassnahmen im Jahr 2004 lag im Austausch der Sonden im Messring KKM mit einem Folgemodell. Im Berichtsjahr traten bei der Datenübertragung Störungen und Instabilitäten bei einigen Stationen auf: die Stationen Nummer 2 und 12 um Mühleberg, 2 und 10 um Beznau und die Nummer 4 in der Umgebung von Gösigen waren deswegen während einiger Stunden nicht erreichbar. Defekte waren bei den Stationen 1 bzw. 2 um Mühleberg zu verzeichnen. Infolge geplanter Arbeiten an den Standorten waren die Stationen 16 bei Beznau bzw. 12 bei Leibstadt für mehrere Tage ausser Betrieb.

Qualitätssicherung

Bei den Genauigkeitstests wird mittels einer Prüfquelle das Ergebnis des Niederdosis- und des Hochdosis-Zählrohres erfasst. Gleichzeitig wird diese Sondenfunktionskontrolle auch zur Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung der Messwerte sowie der Überprüfung der Alarmauslösung des Pikettdienstes der HSK gemäss den parametrisierten Schwellwerten benutzt. Im Berichtsjahr wurde ausnahmsweise auf diese Genauigkeitstests verzichtet, weil sich die Prüfquelle als nicht witterungsbeständig erwiesen hat und zuerst eine neue Quelle beschafft werden musste.

Im September 2004 wurde an den 27 MADUK-Stationen um Beznau und Mühleberg in-situ Messungen mittels eines Gamma-Spektrometers durchgeführt. Dabei wurden natürlich vorkommende Nuklide sowie ^{137}Cs festgestellt. Insgesamt

lagen 2 Messergebnisse ausserhalb der anhand der Messungen in den Vorjahren festgelegten Bandbreiten für ¹³⁷Cs. An beiden Standorten hat die Aktivität stärker abgenommen als erwartet. Bei der Station 15 (Gemeindehaus, Mandach) ist die Abweichung zurzeit nicht erklärbar, bei der Station 17 von Beznau (Hauptstrasse, Böttstein) wurde die Messsonde im Jahre 2002 um ca. 20 Meter versetzt. Deshalb sind hier die aktuellen Messungen nicht mit den älteren Messungen (vor 2002) vergleichbar.

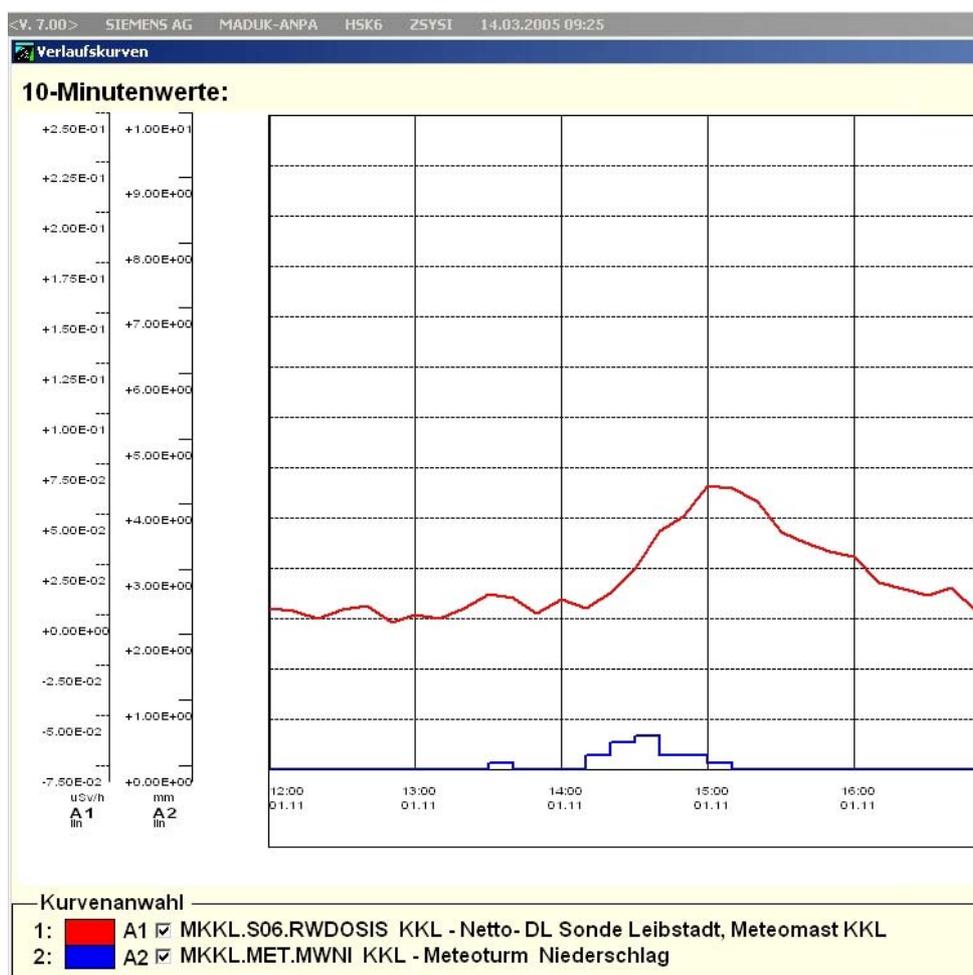
Messergebnisse

Während der jährlichen Überprüfungskampagne bei den NADAM Sonden registrierten die in der Nähe positionierten MADUK-Stationen jeweils für eine halbe Stunde erhöhte Werte: bei der Station Nummer 11 um Beznau betrug der Maximalwert 3782 nSv/h, bei der Station 7 um Gösgen 1320 nSv/h, bei der Station 6 um Leibstadt 488 nSv/h und bei der Station 3 um Mühleberg 315 nSv/h.

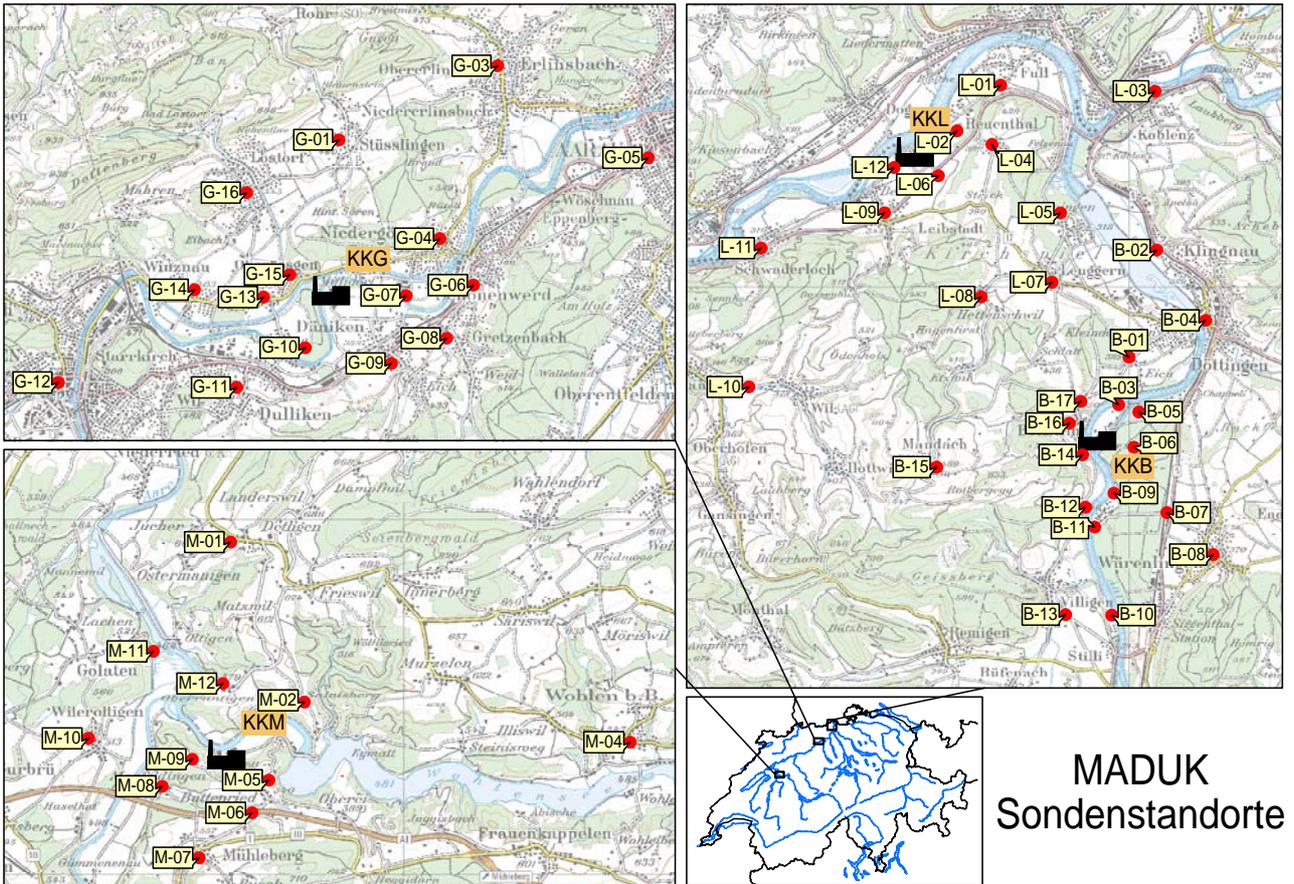
Anlässlich im Voraus angemeldeter Schweissnahtprüfarbeiten in der Nähe der Station Niedergösgen wurden kurzzeitig leicht erhöhte Werte mit einem Höchstwert von 171 nSv/h an der Station 7 um Gösgen registriert.

Ein hoher lokaler Washout führte am 2. Januar bei der Station 12 um Leibstadt (Leibstadt, Wehrübergang) mit einer maximalen Nettodosisleistung von 96 nSv/h zu einer 30-Minütigen Überschreitung des auf 50 nSv/h gesetzten Schwellwertes für die Nettodosisleistung. Bei Messungen an Proben, die vor Ort erhoben wurden, konnte keinerlei künstliche Radioaktivität festgestellt werden. Ein hoher lokaler Washout führte am 1. November auch bei der Station 6 um Leibstadt (Meteomast) zu einer 40-Minütigen Überschreitung des 50 nSv/h Schwellwertes für die Nettodosisleistung, wobei ein Maximum von 163 nSv/h gemessen wurde (Figur 3). Gemäss Angaben von KKL war die Anlage zu dem entsprechenden Zeitpunkt in Normalbetrieb und wies keine erhöhten Abgaben aus.

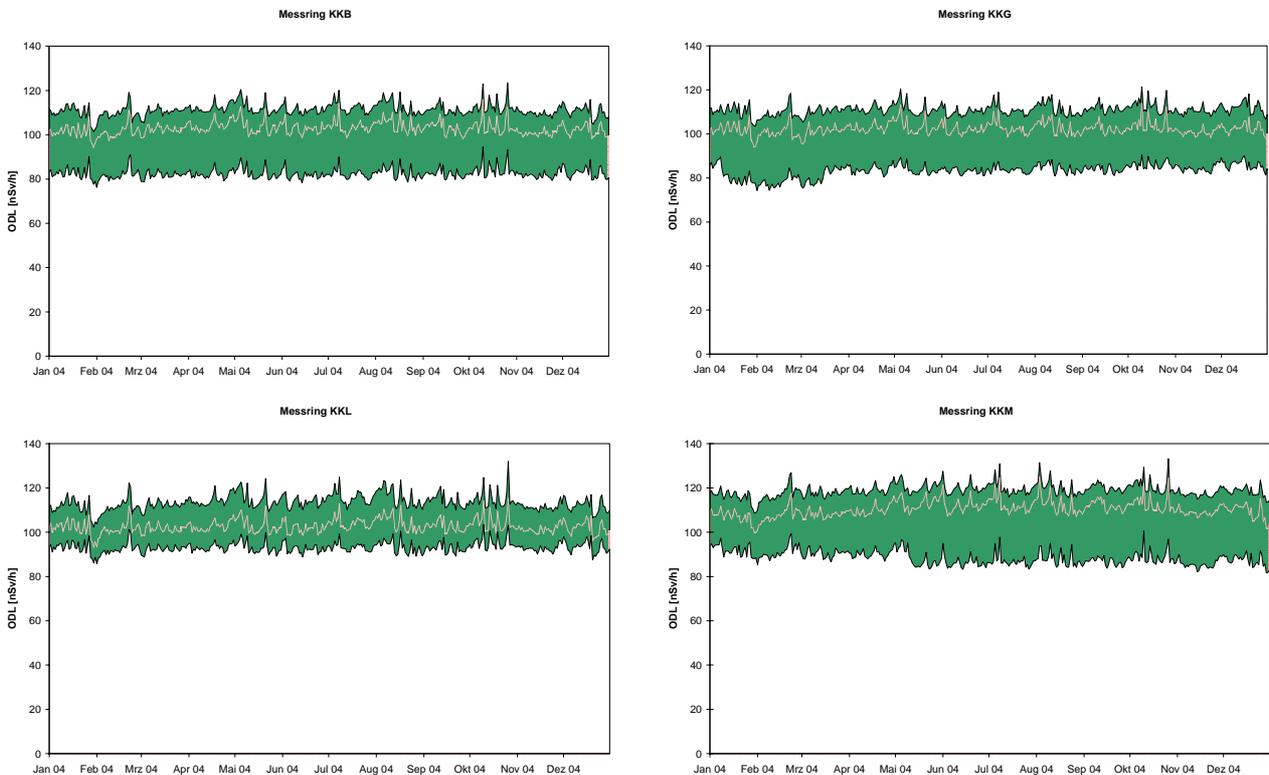
Erhöhte Ortsdosisleistungswerte, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückzuführen wären, wurden keine festgestellt. Die Figur 5 zeigt die maximalen, minimalen und gemittelten Tagesmittelwerte in der Umgebung der vier Kernkraftwerke für das Berichtsjahr. Die Werte liegen im normalen Schwankungsbereich. Ein mehrjähriger Zeitverlauf bei ausgewählten Sonden ist in Figur 6 ersichtlich.



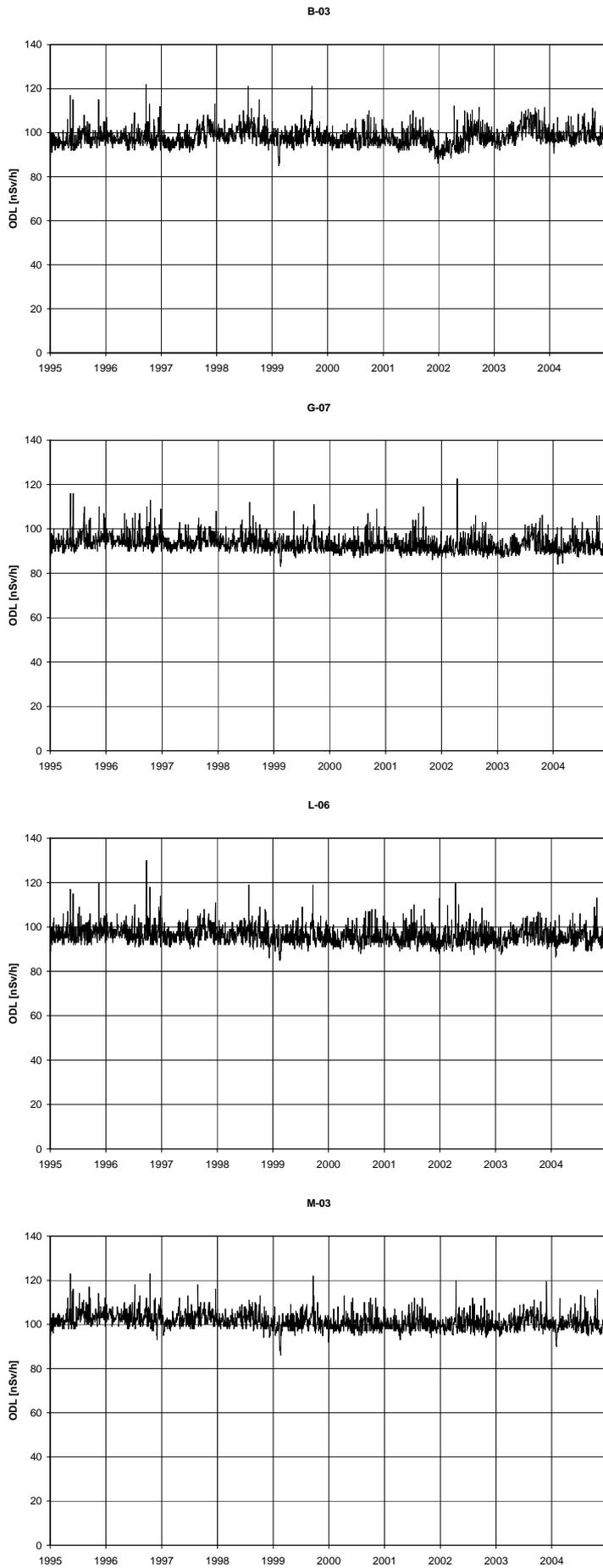
Figur 3
Erhöhte Dosisleistung bei der Station 6 um Leibstadt infolge intensiven Washout. Bei den im 10-Minutentakt erfassten Messwerten ist, je nach Art und Intensität des Niederschlages sowie weiteren Einflüssen, eine Korrelation zwischen Niederschlag und erhöhter Ortsdosisleistung meist gut erkennbar.



Figur 4
Standorte der MADUK Stationen



Figur 5
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG, KKL, KKM.



Figur 6
Tagesmittelwerte für ausgewählte Sonden (an den Meteotürmen) für die Jahre 1995-2004.

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 / OFSP
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Résumé

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2004. Il se mesure en particulier en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg où la contribution du rayonnement directe est détectée, ainsi que par les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt dans les trappes à sédiment). Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois inférieures à 0.01 mSv et se situent nettement en-dessous des limites réglementaires ; elles sont ainsi sans conséquences pour la santé du public.

Hormis ces quelques exemples, les résultats des mesures effectuées dans l'environnement, au voisinage des installations nucléaires, ne se distinguent pas de ceux relevés dans les sites hors de leur influence. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables se résument pratiquement aux radionucléides de longue période issus des essais nucléaires des années 60 (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs) avec des niveaux variables selon les régions.

8.3.1 Introduction

Dans le but de préserver la santé de l'homme et l'environnement au voisinage des centrales nucléaires, l'OFSP poursuit depuis de longues années un programme de prélèvements et de mesures. Il commence au terme source par des analyses en phase de rejet sur des échantillons comparatifs avec l'exploitant et la DSN. En outre, les exploitants sont tenus de communiquer leurs rapports trimestriels à l'OFSP et à la DSN. Cette dernière met à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK de mesures en continu du débit de dose ambiante. L'ensemble de ces données fait ainsi 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 radio-physique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{14}C , ^3H et ^{85}Kr), de l'ETHZ (^{14}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.

8.3.2 Méthodologie

Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radioécologique qui consiste à rechercher les meilleurs indicateurs de la contamination du milieu et l'autre dosimétrique, qui met l'accent sur ce qui peut contribuer aux doses de la population. La surveillance des installations nucléaires s'oriente sur ces deux aspects. Les méthodes de prélèvement et de traitement sont prescrites de manière à assurer une reproductibilité et à viser à concentrer un maximum de radioactivité dans un minimum de volume afin de pouvoir détecter la présence de radionucléides à très bas niveaux.

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 2004 (voir aussi Chap. 8.1).

En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur le public en termes de doses par rapport à la valeur limite liée à la source de 0.2 mSv.

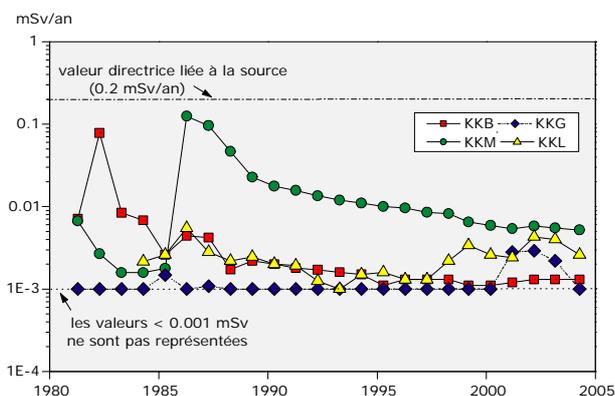


Figure 1
Dose (calculée) due aux émissions des centrales nucléaires accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales pour chaque année de 1981 à 2004 (Données DSN).

Mesures de l'exposition ambiante

Les résultats de la surveillance continue de l'exposition ambiante par le réseau MADUK sont donnés au chapitre 8.2. Les mesures périodiques effectuées par la DSN à la clôture des centrales (voir Chap. 8.2) ainsi que celles mises en œuvre par l'OFSP dans un voisinage plus étendu ont montré que toutes les installations nucléaires ont respecté la valeur limite de 5 mSv pour le rayonnement direct.

La figure 2 représente les mesures de débit de dose ambiante effectuées par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m au-dessus du sol. Les résultats des mesures effectuées à Fribourg, dans la région lausannoise ainsi qu'au Tessin sont également représentés à titre comparatif. Cette figure montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle mesurée dans les localités du plateau suisse situées hors de leur influence.

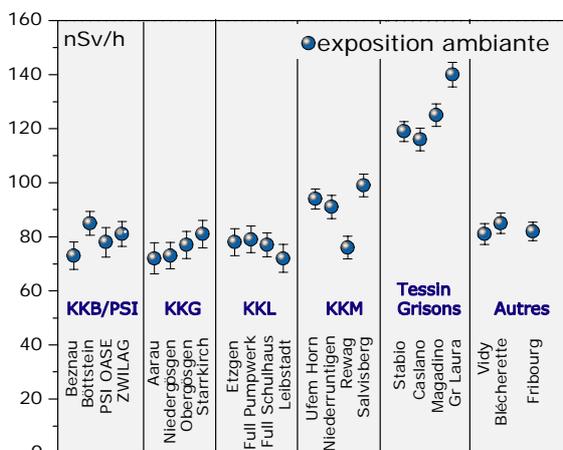


Figure 2
Contrôles du débit de dose ambiante effectués en 2004 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol.

Les valeurs obtenues à Fribourg et au Tessin sont représentées à titre comparatif. Il est intéressant de remarquer que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevée mesurées sur trois sites des environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration plus élevée en ^{40}K (naturel) dans les sols en ces endroits (cf. Figure 4). Les valeurs élevées enregistrées au sud des Alpes, sont essentiellement dues à la contamination rémanente en ^{137}Cs due à l'accident de Tchernobyl.

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance du milieu atmosphérique comprend l'analyse des précipitations et des aérosols de l'air par l'autorité de contrôle ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant. Les mesures effectuées par l'OFSP n'ont pas signalé la présence d'émetteur gamma, dont l'origine ne soit naturelle ou attribuable à la remise en suspension d'anciennes contaminations, aussi bien dans les aérosols que dans les précipitations.

Les concentrations moyennes du tritium (^3H), radionucléide directeur dans les précipitations, mesurées dans les échantillons mensuels des stations de Niederruntigen (BWR KKM) et de Niedergösgen (PWR KKG) s'élèvent à 2.2 Bq/l et 1.7 Bq/l respectivement et sont semblables à celles mesurées dans la station de référence de Fribourg.

La figure 3 montre le suivi mensuel des concentrations du ^3H pour les stations de Full (BWR KKL), de Beznau (PWR KKB) et du PSI. Rappelons que ces deux dernières stations se situent dans un rayon de quelques kilomètres seulement. Les valeurs plus élevées mesurées au PSI, et dans une moindre mesure à Beznau ainsi qu'à Leibstadt (également située dans un voisinage proche) en début et en fin d'année n'ont pour l'instant pas pu être expliquées, mais des investigations sont en cours.

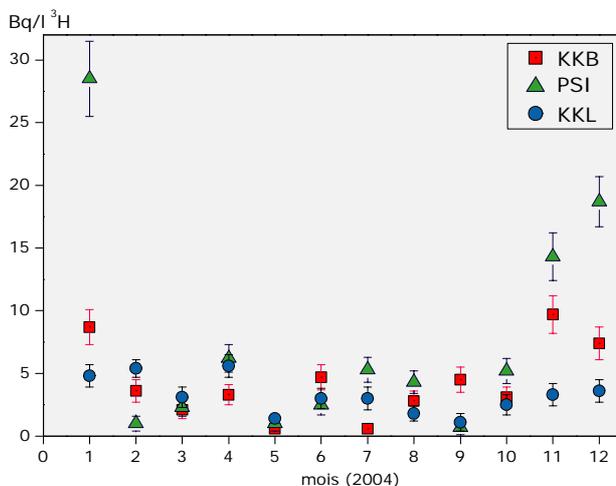


Figure 3
Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage des centrales nucléaires de Beznau et Leibstadt, ainsi que du PSI en 2004 (KKB et PSI : mesures mensuelles du PSI ; KKL : mesures mensuelles de l'OFSP).

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 et enfin dans les denrées alimentaires. Les résultats de ces examens sont conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires. La figure 4 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination rémanente en ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP en 2004. 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 (Chap. 3.1) montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Des mesures complémentaires se trouvent aux chapitres 4.3 et 7.2 en particulier sur les teneurs en Pu, Am et ^{90}Sr .

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.

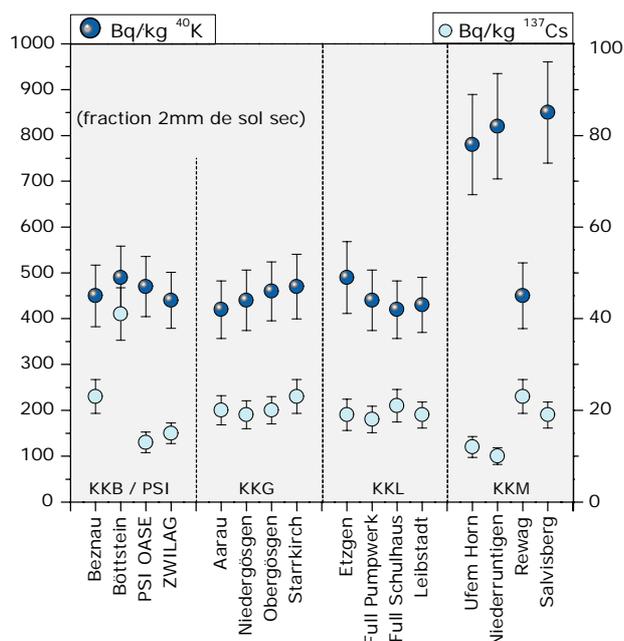


Figure 4
 ^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) examinés par l'OFSP en 2004 (couche 0-5 cm).

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}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}C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Mesures dans le milieu aquatique

Les principaux résultats de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chapitre 4.2. Dans l'eau l'impact des rejets liquides des installations nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt (^{58}Co provenant essentiellement de Beznau et ^{60}Co de Mühleberg) qui redonnent en partie l'image des activités rejetées. Par contre, pour le ^{137}Cs , il n'existe pas de corrélation entre les valeurs mesurées et les activités rejetées. Ce phénomène, déjà observé les années précédentes, s'explique par le fait que le ^{137}Cs mesuré provient essentiellement de la remobilisation des dépôts de Tchernobyl.

Les mêmes isotopes ainsi que le ^{54}Mn et des traces sporadiques de ^{65}Zn se retrouvent également dans les trappes à sédiments. Dans les poissons hormis le ^{40}K naturel, aucun autre radionucléide n'a été détecté. Enfin les examens des eaux de la nappe n'ont signalé la présence d'aucun radionucléide d'origine artificielle.

Les résultats complémentaires des mesures ^3H de l'OFSP dans l'eau de l'Aar en aval de Mühleberg (première centrale nucléaire sur son cours) et du Rhin (Weil/D) en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse) n'ont rien montré d'anormal.

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 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 γ . Aucun émetteur gamma artificiel n'a été détecté en 2004. Les résultats montrent en effet que les activités du ^{134}Cs , ^{60}Co et ^{137}Cs sont restées inférieures aux limites de détection de 0.2 à 0.4 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Tant pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle, des activités proches de 23 ± 2 Bq/l ont été mesurées dans les prélèvements du début de

l'année (janvier à avril). Les analyses ont révélé des activités plus faibles de l'ordre de 11 ± 2 Bq/l pour les autres mois de l'année. 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}Sr , les prélèvements de deux mois de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont réunis. A l'exception de l'échantillon de la chambre de contrôle des mois de janvier-février pour lequel une activité de 9 ± 3 mBq/l a été mesurée, les activités de tous les échantillons étaient inférieures à la limite de détection de 5 mBq/l.

8.3.4. Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2004. La détection du rayonnement direct, du ^{14}C issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires et le risque lié à l'exploitation de ces installations du point de vue de la santé s'avère insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 1, les calculs effectués à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice de 0.2 mSv et s'est situé en 2004, et en tenant compte des rejets des années précédentes, entre 0.002 et 0.006 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

Les mesures environnementales permettent de détecter la radioactivité à des niveaux infimes, qui peuvent être à la limite sans aucune signification radiologique. Même si les expositions du public, du fait des rejets des installations nucléaires, conduisent à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe de précaution implique de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible pour répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public. La surveillance de l'environnement sans cesse améliorée au voisinage des installations nucléaires répond aussi au besoin de vérifier que la modélisation des transferts n'engendre pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. Elle permet le suivi temporel des concentrations dans l'environnement, en particulier les processus possibles d'accumulation locale dans certains écosystèmes (sols, sédiments, feuillages). Enfin elle peut orienter des études nécessaires à la connaissance

des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles. Les évolutions au cours des dernières années ont porté sur le développement de technique de prélèvements et de mesures visant à abaisser les seuils de détection afin de permettre la mise en évidence de traces et d'utiliser certains radionucléides directeurs à la compréhension des processus environnementaux et à la validation de modèles sur lesquels reposent les prévisions en situation accidentelle.

Sites Internet

- OFSP/DSN/PSI/CERN

www.bag.admin.ch

www.suer.ch

www.hsk.psi.ch

www.cern.ch

- France

www.irsn.org

www.sfrp.asso.fr

www.cea.fr

www.cogema.fr

www.edf.fr

- centrales nucléaires

Gösgen (KKG): www.kkg.ch

Leibstadt (KKL): www.kkl.ch

Beznau (KKB): www.nok.ch

Mühleberg (KKM): www.bkw.ch

8.4. Rejets et environnement du 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 8.5). Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2004 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 2004 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. Le CERN a bien respecté en 2004 comme dans les années précédentes la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1]. L'impact réel représente en fait moins de 5% de cette valeur, comme l'indique l'estimation pour le groupe de référence, qui est de l'ordre de 0.01 mSv/an.



8.4.1. Objets de la surveillance

Les contrôles réalisés en 2004 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 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).

8.4.2. Contrôle des émissions du CERN

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 5.0 MBq de l'activité alpha (surtout du ^{222}Rn) et 6.9 MBq des radio-isotopes d'iode (^{124}I , ^{126}I , ^{131}I) rejetés par l'ISOLDE. Comme on le verra dans la figure 4, l'impact radiologique en terme d'immission n'est notable que pour les activités bêta/gamma dans l'air d'une période radioactive $T < 1$ jour (^{11}C , ^{13}N ,

^{14}O , ^{15}O , ^{41}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.

8.4.3. 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 les photons et les 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 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). Les eaux de rivières, les sédiments et les bryophytes dans l'eau des rivières (R-xx) ainsi que les échantillons des eaux potables (TW-x) 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.

Tableau 1

Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'air par la ventilation en 2004.

| Origine du rejet | Station | Air rejeté | ^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O , ^{41}Ar | ^7Be aérosol | Bêta aérosol | Tritium |
|------------------------|---------|--------------------|---|--------------------------|-----------------|------------|
| | | 10^6 m^3 | TBq | MBq | MBq | GBq |
| Anneau principal PS | PMV174 | 329 | 2.07 | 60 | 2.3 | 2.1 |
| TT10 injection PS-SPS | PMV11 | 188 | 4.5 | 108 | 4.4 | 6.2 |
| TT60 extr. SPS-Ouest | PMV172 | 59 | 0.24 | 1.5 | 0.049 | 72 |
| TT70 transfert, PS-SPS | PMV173 | 109 | 1.63 | 1.05 | 0.041 | 86 |
| ISOLDE | PMV170 | 87 | 5.5 | 119 | 4.5 | 12.2 |
| Évaporateur V0 | V0 | - | - | - | - | 1.35 |
| Site de Meyrin | | 772 | 14.0 | 289 | 11.3 | 180 |

Tableau 2

Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 2004.

| Origine du rejet | Station | Quantité d'eau | Tritium | Bêta/gamma (²² Na) | Rejeté dans : |
|-----------------------------|---------|--------------------------------|------------|--------------------------------|---------------|
| | | 10 ⁶ m ³ | GBq | MBq | |
| Refroidissement du SPS | PMW62 | 0.13 | 0.05 | 8.9 | Nant d'Avril |
| Site de Meyrin Sud-est | PMW101 | 2.2 | 5.6 | 23 | Nant d'Avril |
| Site de Meyrin Nord-est | PMW102 | 0.22 | 0.19 | 0.49 | Nant d'Avril |
| AD infiltration | PMW104 | 0.072 | 1.00 | 47 | STEP Peney*) |
| Total vers la Suisse | | 2.6 | 6.8 | 79 | |

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

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 autour des sites. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles effectués en 2004 par l'OFSP (voir Chapitre 8.5).

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 des moniteurs PMS122 et PMS123 sont influencées par la proximité de l'accélérateur PS. Les moniteurs PMS118 à PMS121 surveillent la zone expérimentale Ouest. 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 1.5 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 ⁷Be. Le ⁷Be 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.

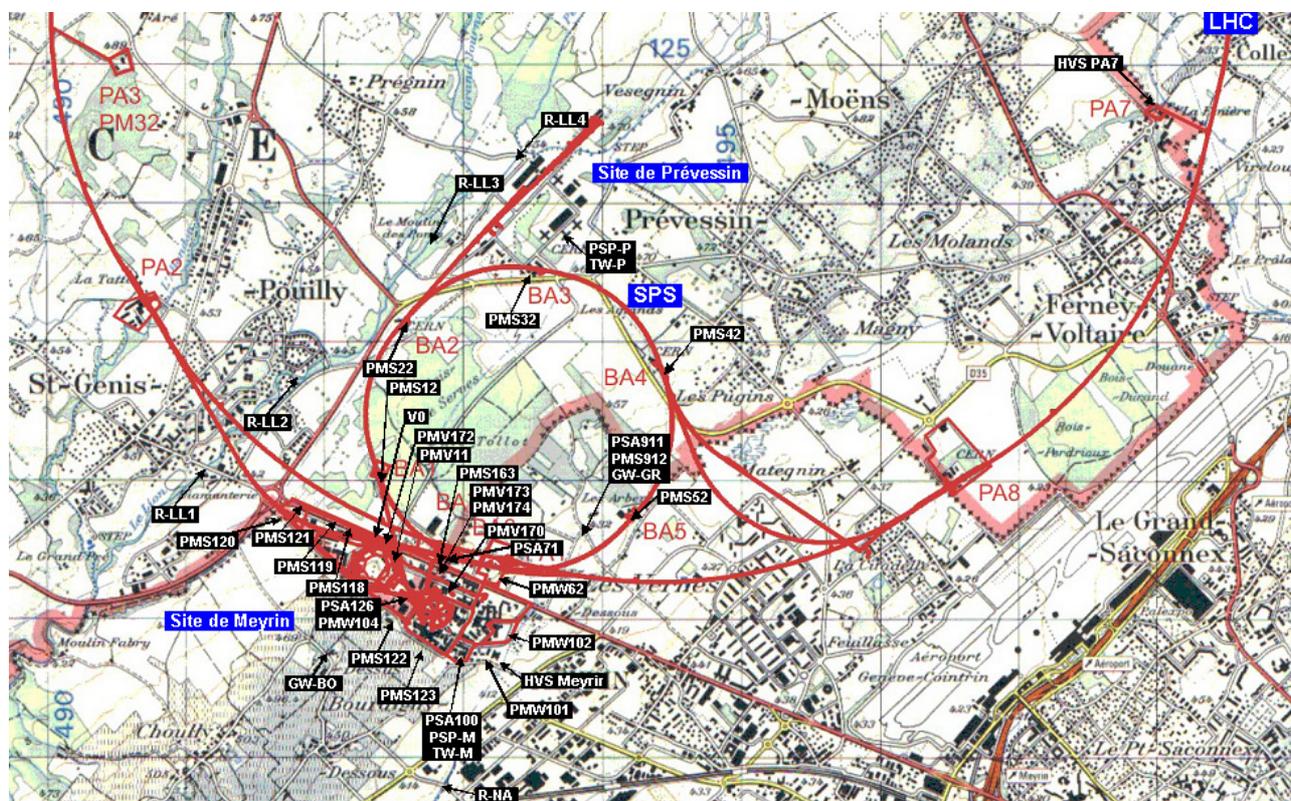


Figure 1

Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) 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.

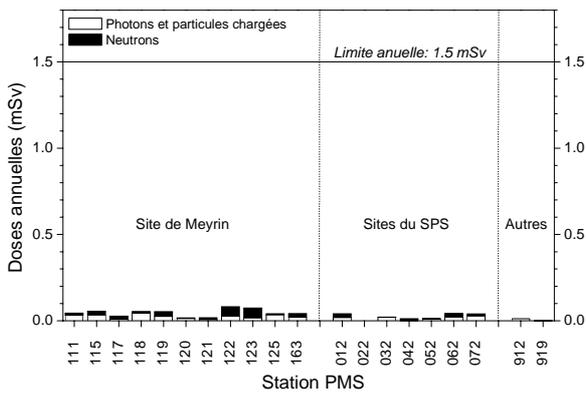


Figure 2
Doses nettes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2004.

Le ^7Be est aussi produit naturellement dans l'atmosphère par les interactions des rayonnements cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air. Les variations de concentration en ^7Be dans l'air au voisinage du CERN et aux trois endroits éloignés (PSA951 à Cessy en France, LHC PA7 à Ferney en France, près de Collex-Bossy/GE, et Güttingen/TG) sont présentées dans la figure 3. Les endroits éloignés sont loin de toutes sources artificielles de ^7Be et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel. La concentration naturelle de ^7Be 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 ^7Be 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.

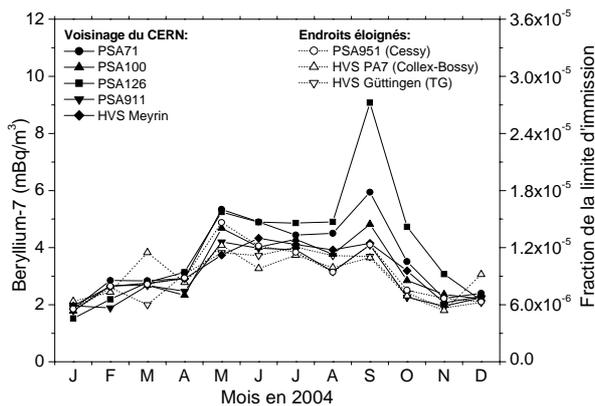


Figure 3
Activité du ^7Be dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2004. Station de mesure PSA71 : Site du SPS BA-7. PSA100 : Site CERN de Meyrin. PSA126 : Proche du complexe PS. PSA911 : Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Güttingen/TG : Échantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Güttingen/TG [3]. PSA951 : Cessy, France. HVS PA7 : Échantillonneur CERN à haut débit près de Collex-Bossy/GE.

Il est impossible de distinguer clairement l'effet des rejets du CERN des variations naturelles sauf pour la station PSA126 qui se trouve près du complexe de l'accélérateur PS au milieu du Site de Meyrin. Néanmoins, la contribution éventuelle du CERN aux valeurs mesurées à PSA126 ne dépasse pas 5 mBq/m^3 , soit environ 0.0015% 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 ^7Be sont restées autour des valeurs naturelles normales et aucun autre radioélément n'a été identifié sauf dans un échantillon de l'eau de la rivière Nant d'Avril. Dans cet échantillon ponctuel on a mesuré $4.8 \pm 1.1 \text{ Bq/l}$ de tritium (^3H). Cette valeur est légèrement au dessus du niveau naturel d'environ 1.5 Bq/l , mais sans aucune importance radiologique car la limite d'immission suisse est de 12000 Bq/l [4].

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 1.7% 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 0.014 mSv , dont 65% sont dus aux rayonnements ionisants directs surveillés en ligne, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

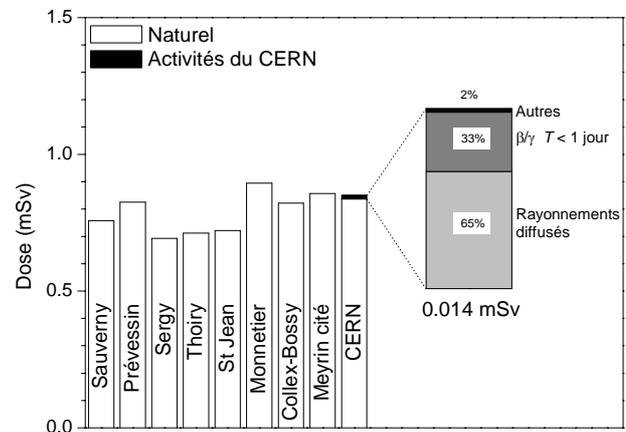


Figure 4
Contribution due aux activités du CERN à la dose annuelle sur le Site de Meyrin comparées aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité. La contribution du CERN de 0.014 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [1].

8.4.4. Conclusions

- L'ensemble des résultats des mesures du CERN atteste que, en 2004, 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 0.014 mSv en 2004. La valeur correspondante en 2003 était de 0.025 mSv. Ces doses correspondent à environ 1.7% 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 très 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 également restées en 2004 sans conséquence radiologique pour l'environnement et à la population avoisinante.

8.4.5. 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] Manuel de Radioprotection 1996, CERN, (1996).
- [3] H. Völkle et al., Zusammenstellung der Messergebnisse der SUER für das Jahr 2004, Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Überwachung der Radioaktivität, Fribourg (2005).
- [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).

8.4.6. Glossaire

| | |
|---------------|---|
| AD | Décélérateur d'antiprotons |
| ISOLDE | Isotope Separator On-Line Device |
| LHC | Grand collisionneur à hadrons (en construction) |
| PS | Synchrotron à protons |
| SPS | Super synchrotron à protons |
| TT10 | Tunnel d'injection de faisceau du PS au SPS |
| TT60 | Tunnel d'extraction de faisceau du SPS au hall expérimentale Ouest |
| TT70 | Tunnel de transfert du PS au SPS |
| VO | Évaporateur de l'eau d'infiltration dans une ancienne zone cible du SPS |

8.5. 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 2004 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 accélérateurs du centre de recherche, ont pu être détectées, leur impact radiologique est négligeable puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au fonctionnement du CERN n'ont pas dépassé 0.03 % (⁶⁵Zn dans l'eau) des limites suisses.

8.5.1 Mesures effectuées par 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 ³H dans le vin).

8.5.2 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 valeurs indicatives d'un impact notable des installations du CERN. En effet, les valeurs 2004, comprises entre 0.65 et 0.96 mSv (pour 11 mois), sont situées dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations (moyenne pour tous les sites : 0.80 ± 0.09 mSv).

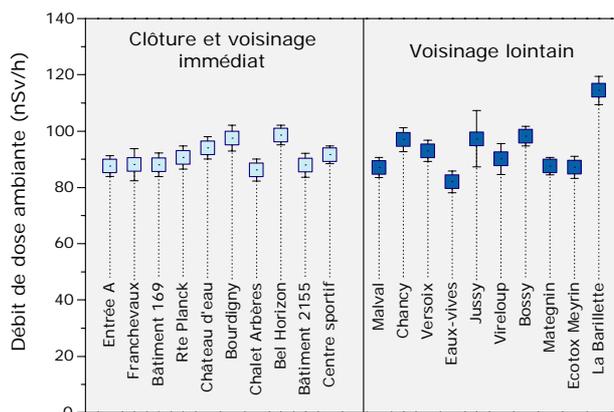


Figure 1

Mesures du débit de dose ambiante effectuées à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (figure 1) en juillet 2004 ont confirmé ce constat. Les valeurs du débit d'exposition ambiante se sont échelonnées de 82 à 115 nSv/h (moyenne des sites limitrophes: 91 ± 4 nSv/h; moyenne des sites distants 93 ± 9 nSv/h). La valeur la plus élevée, relevée à La Barillette, s'explique surtout par la contribution d'origine cosmique plus importante pour ce site d'altitude (1450 m).

8.5.3 Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance en continu de l'air au voisinage du CERN est réalisée par l'OFSP par l'intermédiaire du réseau RADAIR. Le 16 octobre 2004, la station du CERN a généré une fausse alarme de radioactivité avec une concentration bêta actuelle normée de $110 \text{ Bq} / \text{m}^3$, le 1^{er} seuil d'alarme étant à $5 \text{ Bq} / \text{m}^3$.

/ m³! Après vérification immédiate, il est apparu qu'il s'agissait d'une fausse alerte : le niveau de radioactivité était parfaitement normal, l'alarme ayant été générée suite à une défectuosité de la carte compteur du moniteur. Hormis cette panne technique, le réseau RADAIR n'a pas signalé d'anomalies en 2004.

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols de la station de collection à haut débit située au voisinage du CERN indiquent que les radioéléments d'origine naturelle, tels que ⁷Be et ²¹⁰Pb, prédominent (cf figure 2). Le cas du ⁷Be est toutefois particulier de par sa double origine : naturelle et anthropique (production dans les tunnels du CERN). Cependant comme l'indique le tableau 1, les concentrations de ⁷Be détectées dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se distinguent pas des valeurs mesurées dans les stations situées hors de son influence.

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ¹³⁷Cs (valeur maximale de 1.2 micro-Bq/m³) dues à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl ont été détectées à plusieurs reprises. Des injections de ²⁴Na (valeurs comprises entre 6 et 25 micro-Bq/m³) et de ¹³¹I (valeurs comprises entre 0.3 et 1 micro-Bq/m³) ont également été détectées sporadiquement, principalement durant la période comprise entre mai et septembre. En septembre, des traces de radionucléides plus inhabituels, tels que le ⁴⁸V, ⁵²Mn et ¹⁴⁰La ont également été détectées (0.3, 0.4 et 6 micro-Bq/m³ respectivement). Tous ces radionucléides sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche.

Notons encore que l'impact radiologique des traces de ²⁴Na, ¹³¹I, ⁴⁸V, ⁵²Mn et ¹⁴⁰La qui ont été détectées est tout à fait négligeable, puisque les valeurs les plus élevées mesurées pour chacun de ces isotopes ne représentent qu'environ 0.000002% (pour ⁵²Mn) à 0.00004% (pour ¹³¹I) des limites d'immission suisses. De plus, les périodes de ces isotopes sont assez courtes (quelques heures à quelques jours). 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 ⁷Be mesurées en 2004 dans les filtres aérosols de la station à haut débit du CERN et comparaison avec les sites situés hors influence.

| Station de collection à haut débit | Valeur min/max (mBq/m ³) | Moyenne (mBq/m ³) |
|------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------|
| Voisinage CERN (Meyrin/GE) | 1.5 - 5.7 | 3.23 |
| Oberschrot/FR | 0.4 - 5.4 | 3.09 |
| Monte Ceneri/TI | 1.5 - 5.7 | 3.44 |
| Göttingen/TG | 1.1 - 5.7 | 3.05 |

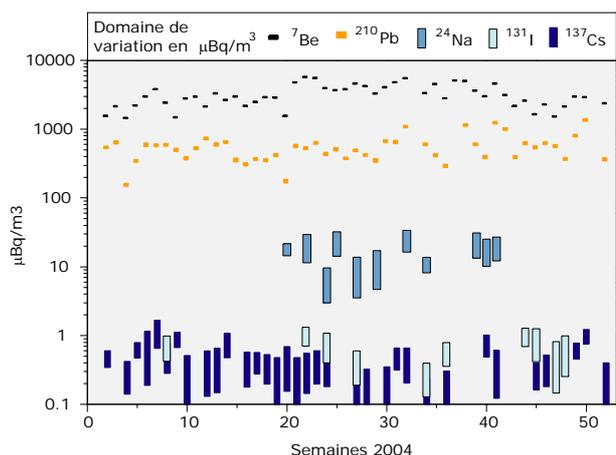


Figure 2
Concentrations de divers radio-isotopes (naturels et artificiels) mesurés dans les aérosols collectés hebdomadairement à la station à haut débit du CERN.

8.5.4 Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures de spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Les mesures 2004 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN : la figure 3 montre que les valeurs mesurées au voisinage du CERN sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tels que Fribourg ou La Blécherette/VD. Comme mentionné plus haut, les valeurs plus élevées mesurées à La Barillette, située dans le Jura vaudois, s'explique surtout par la contribution d'origine cosmique plus importante pour ce site d'altitude (1450 m), mais également par une contamination rémanente en ¹³⁷Cs, issu du fallout et de l'accident de Tchernobyl, plus marquée que pour les sites du plateau suisse (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1).

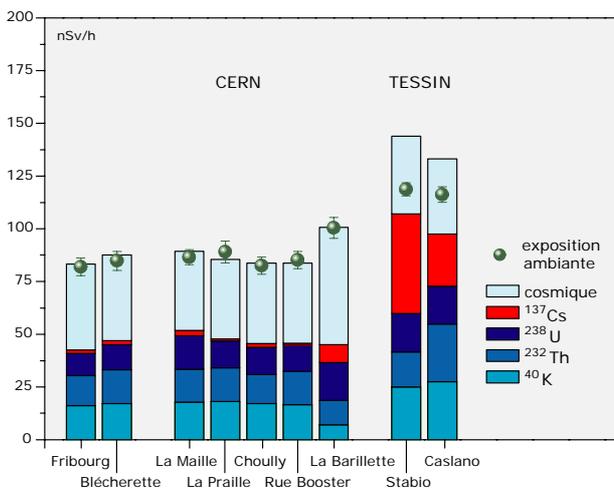


Figure 3
Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2004, et comparaison avec les résultats obtenus à Fribourg, à La Blécherette/VD et au Tessin.

Les analyses en laboratoire sur les échantillons de sol et autres produits locaux ont confirmé les résultats obtenus par spectrométrie gamma in situ. 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.

8.5.5 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 1.7 ± 0.7 Bq/l. Ces concentrations sont parfaitement conformes à la normale (limite d'immission pour le tritium dans l'eau : 12'000 Bq/l).

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. En dehors du ^{40}K et des isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), 3 radio-isotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau prélevés dans le Nant d'Avril. Le ^7Be est présent dans 16 échantillons sur les 26 prélevés avec une activité maximale de 520 ± 80 mBq/l et une moyenne de 240 mBq/l lorsque l'isotope est présent. Le ^{137}Cs et le ^{65}Zn n'ont été détecté que très sporadiquement avec des concentrations maximales de 14 mBq/l et 18 mBq/l respectivement. Il est difficile de déterminer si une partie du ^7Be mesuré dans les échantillons provient du CERN. Le ^{137}Cs , quant à lui, résulte de l'érosion des sols contaminés par les retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et de l'accident de Tchernobyl et ne provient pas des activités du CERN. Notons encore que, contrairement aux années précédentes le ^{22}Na n'a pas été détecté.

Tableau 2

Estimation des flux annuels des radio-isotopes dans le Nant d'Avril depuis le début du programme de surveillance conduit par l'Institut F.-A. Forel

| Période | ^7Be Flux min.–max. (MBq/an) | ^{65}Zn Flux min.–max. (MBq/an) |
|-----------|---|--|
| 1999-2000 | 810-1410 | 69-182 |
| 2000-2001 | 2076-2822 | 89-153 |
| 2001-2002 | 470-859 | 46-102 |
| 2002-2003 | 960-1330 | 14-37 |
| 2003-2004 | 1460-2210 | ND |

Une estimation des flux annuels des isotopes ^7Be et ^{65}Zn dans le Nant d'Avril sont reportés dans le tableau 2. Les flux estimés de ^7Be pour la période 2003-2004 montrent des valeurs relativement élevées par rapport aux périodes précédentes, sans atteindre le maximum observé en 2000-2001. Le flux de ^{65}Zn pour la période actuelle n'a pu être déterminé car la concentration de cet isotope n'était détectable que dans un trop petit nombre d'échantillons.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de ^7Be et de ^{137}Cs dans tous les échantillons, avec des concentrations variant entre 66 et 1100 Bq/kg et entre 1 et 28.5 Bq/kg respectivement. Du ^{54}Mn a également été mis en évidence dans deux échantillons fin 2003. Par contre aucun isotope de Cobalt (^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co) n'a été détecté au cours de la période de surveillance.

Si les analyses des eaux et des sédiments prélevés dans le Nant d'Avril ont permis de déceler la présence de radionucléides provenant des installations du CERN, la figure 4 montre que les activités maximales mesurées dans ces différents types d'échantillons ne correspondent qu'à de très faibles fractions des limites d'immission (eaux) et d'exemption (sédiments). En effet, si l'on exclut le ^7Be dont la fraction produite dans les accélérateurs du CERN est incertaine, les activités des radioéléments attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé 0.03 % (^{65}Zn dans l'eau) des limites suisses. (Notons que même en prenant en compte le ^7Be , ce pourcentage reste très faible : 0.28 % de la limite d'exemption pour le ^7Be dans les sédiments).

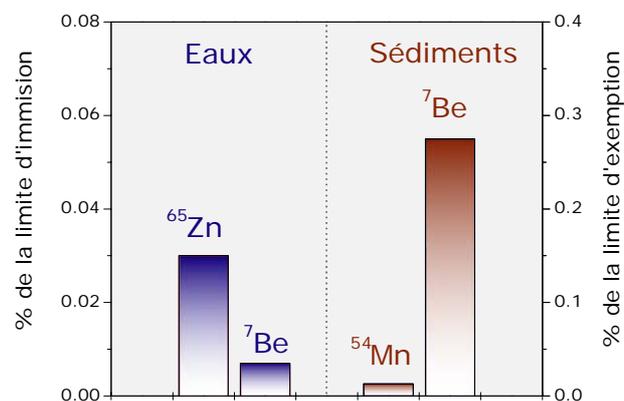


Figure 4
Fractions des limites légales suisses que représentent les activités maximales des divers radio-isotopes mesurées dans les eaux et les sédiments du Nant d'Avril

8.5.6 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 très faible en 2004.

A l'image des examens in situ de la figure 3, l'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La mise en évidence de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN (notamment ^{131}I , ^{24}Na dans l'air, ^{65}Zn et ^{54}Mn resp. dans l'eau et les sédiments), 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. De plus, les activités maximales de ces radio-isotopes n'ont pas dépassé 0.03 % des limites suisses et sont donc sans conséquence d'un point de vue radiologique.

Industrien und Spitäler

9.1 Emissionen der Betriebe

R. Grunder und F. Danini

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 (H-3, C-14, Pm-147)

Tritiumgaslichtquellen (H-3)

Die Produktion der Am-241 Folien für die Ionisationsrauchmelder wurde 2003 eingestellt.

Leuchtfarbenbetriebe (Total 6 Betriebe)

Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder Instrumenten aufgetragen. Das Setzatelier in La Chaux-de-Fonds hat 2004 **8.3 TBq** Tritiumleuchtfarbe eingekauft und verarbeitet.

Forschungsbetriebe (Total 61 Betriebe)

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

Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 28 Betriebe)

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

Im Berichtsjahr 2004 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 1

Einkauf radioaktiver Stoffe 1992 – 2004

| | Isotope | 2004 | 2003 | 2002 | 2001 | 2000 | 1999 | 1998 | 1997 | 1996 | 1995 | 1994 | 1993 | 1992 | Einheit |
|---------------------------------|---------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|---------|
| Produktionsbetriebe | H-3 | 5.493 | 5.506 | 6.216 | 11.4 | 7.3 | 8.9 | 8.1 | 6.5 | 20.1 | 4.4 | 11.5 | 6.8 | 17.0 | PBq |
| | C-14 | 0.012 | 0.84 | 0.04 | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.3 | 0.1 | 0.4 | 0.3 | 0.2 | 1.5 | 3.9 | TBq |
| | Pm-147 | 0 | 32.618 | 28 | 19.0 | 26.1 | 21.3 | 25.1 | | 114.9 | 44.3 | 27.4 | 57.9 | 0.1 | TBq |
| | Am-241 | 0 | 0 | 3.7 | 13.0 | 3.3 | 15.2 | 12.0 | 31.3 | 17.6 | 18.2 | 29.1 | 53.6 | 22.0 | GBq |
| Leuchtfarbenbetriebe | H-3 | 24.66 | 18.78 | 37.95 | 155.0 | 253.8 | 361.8 | 628.0 | 812.0 | 903.2 | 934.0 | 760.0 | 800.0 | 1300.0 | TBq |
| Forschungsbetriebe | H-3 | 11.7 | 4.3 | 15.4 | 18.1 | 9.7 | 4.9 | 11.7 | 6.8 | 14.2 | 2.8 | 8.3 | 1.3 | 6.1 | TBq |
| | C-14 | 171.3 | 1552.8 | 1005 | 422.7 | 566.5 | 438.1 | 819.9 | 381.7 | 288.9 | 557.1 | 309.0 | 576.6 | 590.0 | GBq |
| | P-32 | 6.7 | 6.4 | 28.5 | 30.2 | 45.3 | 36.3 | 56.2 | 76.9 | 84.3 | 72.8 | 93.0 | 85.2 | 110.0 | GBq |
| | S-35 | 48.3 | 14.9 | 15.3 | 23.6 | 25.2 | 36.2 | 42.8 | 58.3 | 69.3 | 63.0 | 76.4 | 72.0 | 62.0 | GBq |
| | Ca-45 | 0 | 0.06 | 0 | 0.3 | 1.2 | 1.5 | 1.5 | 1.9 | 0.9 | 0.6 | 1.1 | 1.7 | 1.8 | GBq |
| | Cr-51 | 6.5 | 7.9 | 7.0 | 3.4 | 7.1 | 18.6 | 18.7 | 18.4 | 19.8 | 30.0 | 32.6 | 40.5 | 32.0 | GBq |
| | I-125 | 22.6 | 27.2 | 18.7 | 3.4 | 22.2 | 32.9 | 41.7 | 53.6 | 50.5 | 55.1 | 44.4 | 55.0 | 170.0 | GBq |
| Analytische Laboratorien | I-125 | 0.9 | 0.9 | 1.1 | 1.1 | 1.4 | 1.5 | 1.6 | 2.2 | 2.2 | 2.6 | 3.4 | 3.7 | 4.5 | GBq |
| | H-3 | 0 | 0 | 1.1 | 19.7 | 0.0 | 3.0 | 5.3 | 3.9 | 4.2 | 5.2 | 71.3 | 17.4 | 38.0 | MBq |
| | Co-57 | 3 | 5 | 3.4 | 3.7 | 16.1 | 17.2 | 20.4 | 30.4 | 33.0 | 63.5 | 98.1 | 110.0 | 140.0 | MBq |
| | C-14 | 703.6 | 884.4 | 882.3 | 1498.0 | 2010.0 | 861.0 | 1246.0 | 443.8 | 104.0 | | | | | MBq |

Tabelle 2a

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2004

| | Abgaben an die Abluft | | Abgabelimiten | |
|-----------------------------|-----------------------|----------|---------------|---------|
| | H-3 | C-14 | H-3 | C-14 |
| Hoffmann-La Roche AG | 50.1 GBq | 6.9 GBq | 120 GBq | 80 GBq |
| Novartis Pharma AG | 225.1 GBq | 17.5 GBq | 1000 GBq | 60 GBq |
| Syngenta Crop Protection AG | 0.1 GBq | 4.7 GBq | 100 GBq | 140 GBq |

Tabelle 2b

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2004

| | Abgaben an das Abwasser | | Abgabelimiten | |
|-----------------------------|-------------------------|---------|---------------|--------|
| | H-3 | C-14 | H-3 | C-14 |
| Hoffmann-La Roche AG | 6.0 GBq | 0.6 GBq | 80 GBq | 40 GBq |
| Novartis Pharma AG | 33.9 GBq | 8.0 GBq | 300 GBq | 30 GBq |
| Syngenta Crop Protection AG | 0.2 GBq | 0.9 GBq | 50 GBq | 50 GBq |

Tabelle 3

Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2004

| | H-3 | C-14 | S-35 |
|-----------------------|-----------|-----------|---------|
| Verbrennungen im Ofen | 637.0 GBq | 384.5 GBq | 1.3 GBq |
| Bewilligungslimite | 4000 GBq | 450 GBq | 8.0 GBq |

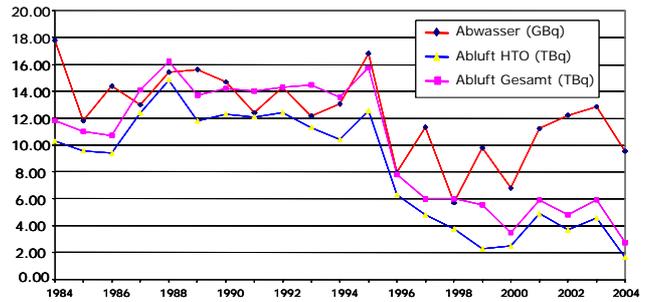
Tabelle 4

Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe

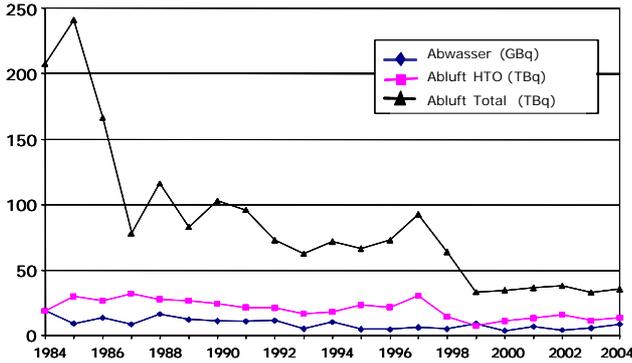
| | Abwasser | Abluft | |
|---------------------------------|----------|----------|-----------|
| | H-3 | H-3 (HT) | H-3 (HTO) |
| mb-microtec ag, Niederwangen/BE | 40 GBq | 370 TBq | 37 TBq |
| RC-Tritec AG, Teufen/AR | 20 GBq | 15 TBq | 20 TBq |

Bemerkungen zu den Figuren:

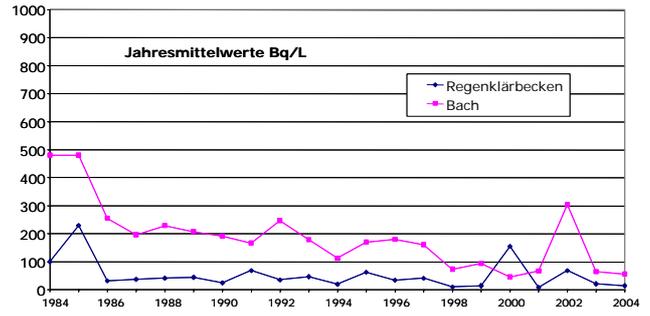
Die Tritium-Messungen der Suva in der Umgebung der Firma RC Tritec AG, Teufen/AR Figur 1c und die Abgaben der zwei Tritium-Betriebe sind in Figur 1a und 1b graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Messungen in der Umgebung werden von der Suva gemacht.



Figur 1b
RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen



Figur 1a
mb-microtec ag, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen



Figur 1c
RC-Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung

9.2 Emissionen der Spitäler

R. Linder ¹⁾ und H. Vockle ²⁾

¹⁾ Sektion Aufsicht und Bewilligungen, 3003 BERN

²⁾ Sektion Überwachung der Radioaktivität, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Gemäss dem Trend der vergangenen Jahre hat sich der Verbrauch an ¹³¹I zu therapeutischen Zwecken weiter erhöhet. Der Verbrauch anderer Nuklide zu therapeutischen Zwecken blieb hingegen konstant. Die Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser aus den Abwasserkontrollanlagen der Therapiepatientenzimmer ist in den vergangenen fünf Jahren trotz eines Mehrverbrauchs an ¹³¹I von ca. 40% etwa konstant geblieben. Dies war dank der Modernisierung einiger Abwasserkontrollanlagen möglich.

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

¹³¹I, 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.

Andere Radionuklide werden den Patienten bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke gespritzt oder bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung verwendet. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität.

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 ¹³¹I beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ¹³¹I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (Bsp.⁹⁰Y) wird dieser Anteil in ¹³¹I äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivitat miteinbezogen.

Tabelle 1

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2004 in GBq

| Ort / Spital | ¹³¹ I amb. | ¹³¹ I stat. | ⁸⁹ Sr | ³² P | ¹⁸⁶ Re | ¹⁶⁹ Er | ⁹⁰ Y | ¹⁵³ Sm | ¹⁷⁷ Lu |
|--------------------------------|-----------------------|------------------------|------------------|-----------------|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|
| Aarau, Kantonsspital | 1.77 | | | | 0.07 | 0.04 | 2.78 | | |
| Baden, Kantonsspital | | 257.70 | | | | | 0.19 | 54.70 | |
| Basel, Kantonsspital | | 364.27 | | | 4.46 | | 1723.98 | | 627.15 |
| Bellinzona, Ospedale Regionale | 7.57 | 119.75 | | | 0.56 | 0.22 | 6.66 | 32.00 | |
| Bern, Inselspital | 0.93 | 1033.84 | | 0.57 | 1.40 | 0.55 | 6.00 | 6.96 | |
| Biel, Klinik Linde | 5.55 | | | | | | | | |
| Brig, Kantonsspital | 14.82 | | | | | | | | |
| Chur, Kantonsspital | 0.22 | 88.78 | 1.78 | | 0.11 | | 2.52 | | |
| Frauenfeld, Kantonsspital | 0.60 | | 0.19 | | | | 0.75 | | |
| Freiburg, Hopital Cantonal | | 87.69 | | | 4.28 | | | 4.00 | |
| Genf, Hopital Cantonal | 24.10 | 218.00 | | | 0.15 | | 1.04 | | |
| Genf, Beaulieu | 2.59 | | 0.15 | | | | | | |
| Grenolier. Clinique Grenolier | | | 0.40 | | | | | | |
| La Chaux-de-Fonds, Hôpital | 2.59 | 81.40 | | | 4.28 | | | 4.00 | |
| Lausanne, Dr. Rosselet | 6.29 | | | | | | | | |
| Lausanne, Clinique la Source | 1.67 | | | | | | | | |
| Lausanne, CHUV | 0.93 | 267.45 | 0.74 | 0.19 | 0.96 | 0.22 | 9.81 | 11.00 | |
| Liestal, Kantonsspital | 0.20 | | | | | | 0.20 | 6.40 | |
| Lugano, Civico | 7.07 | | | | | | | 3.00 | |
| Luzern, Kantonsspital | 5.62 | | | | 0.56 | | 2.00 | 4.00 | |
| Luzern, St. Anna | 8.52 | | | | | | | | |
| Luzern, Marugg | 0.77 | | | | | | | | |
| Meyrin, La Tour | | | | | 0.19 | | 1.67 | | |
| Mendrisio, Beta Vergine | 0.19 | | | | | | | | |
| Münsterlingen, Kantonsspital | 1.78 | 134.12 | | | 0.37 | 0.22 | 0.74 | 40.00 | |
| Schaffhausen, Kantonsspital | | | | | 1.43 | | 0.40 | | |
| Schlieren, Limmattalspital | 2.60 | | | | | | | | |
| Sion, Hopital Cantonal | 3.15 | 40.70 | | | 5.44 | | 1.30 | | |
| Sion, CIV Dr. Sidani | | | | | | | | | |
| Solothurn, Bürgerspital | 2.29 | 14.74 | | | 0.19 | | 0.74 | | |
| St.Gallen, Kantonsspital | | 356.52 | | | 0.07 | | 6.60 | 2.60 | |
| Vevey, Hôpital Providence | | | 0.45 | | | | | | |
| Wetzikon, Dr.med.Schaub | 4.47 | | | | | | | | |
| Winterthur, Kantonsspital | | 160.93 | | 0.19 | | | 2.76 | 24.90 | |
| Zürich, USZ | | 168.39 | | | 3.96 | 0.33 | 11.47 | | |
| Zürich, Triemli | 4.07 | 178.98 | | 0.19 | 0.15 | | 0.88 | 11.26 | |
| Zürich, Waid | 7.35 | | | | 0.13 | | | | |
| Zürich, Dr. Binz | 8.00 | | | | | | | | |
| Zürich, Dr. H. Trost | | | | | | | 0.22 | | |
| Zürich, Hirslanden | | | | | | | 0.74 | 2.40 | |
| Schweiz gesamt | 125.68 | 3573.25 | 3.70 | 1.13 | 28.73 | 1.59 | 1783.42 | 207.22 | 627.15 |

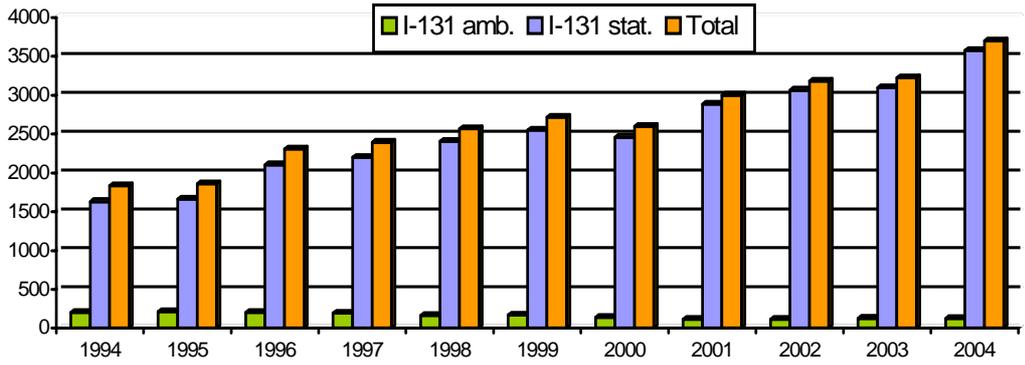
Tabelle 2

Abgabe von ¹³¹I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2004 in MBq/Jahr

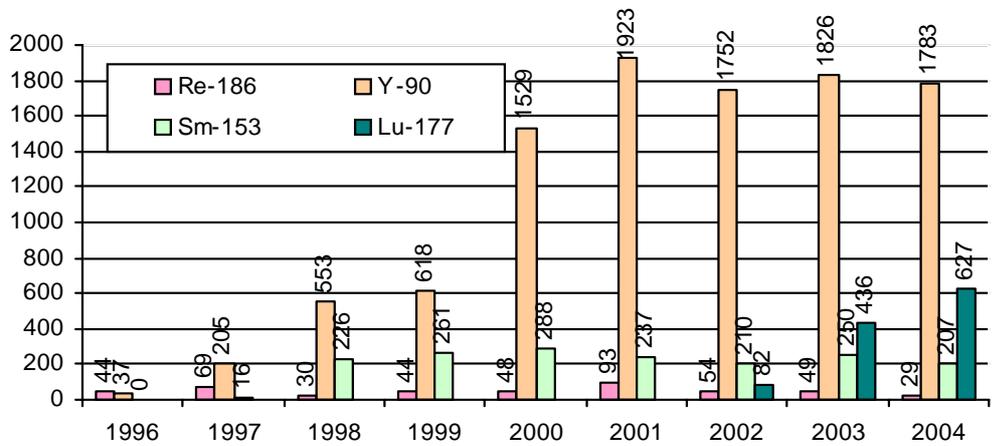
| Ort | Baden | Basel | Bellinzona | Bern | Chur | Fribourg | Genf | Lausanne |
|------------------------------|-----------|------------------|--------------|-------------|-----------|-----------|-------------|------------|
| Spital | KS | KS ¹⁾ | Osp. Region. | Insel | KS | HC | HCG | CHUV |
| Jan. | 0 | 125 | 0 | 276 | 0 | 0 | 454 | 26 |
| Feb. | 0 | 297 | 3 | 114 | 0 | 0 | 137 | 34 |
| März | 0 | 278 | 1 | 249 | 0 | 0 | 212 | 28 |
| April | 0 | 207 | 12 | 195 | 22 | 0 | 251 | 27 |
| Mai | 0 | 301 | 13 | 100 | 22 | 2 | 187 | 15 |
| Juni | 0 | 260 | 2 | 220 | 0 | 0 | 348 | 27 |
| Juli | 0 | 105 | 1 | 184 | 8 | 0 | 0 | 22 |
| Aug. | 0 | 378 | 0 | 199 | 5 | 1 | 46 | 16 |
| Sept. | 0 | 266 | 1 | 74 | 0 | 0 | 110 | 0 |
| Okt. | 0 | 247 | 6 | 179 | 5 | 15 | 12 | 43 |
| Nov | 0 | 343 | 8 | 199 | 0 | 10 | 99 | 26 |
| Dez. | 0 | 322 | 7 | 340 | 23 | 16 | 43 | 20 |
| Total 2004 | 0 | 3129 | 54 | 2329 | 85 | 43 | 1899 | 283 |
| Total 2003 | 1 | 2734 | 140 | 2442 | 89 | 15 | 2391 | 261 |
| Total 2002 | 0 | 3023 | 272 | 4699 | 180 | 13 | 1704 | 219 |
| Total 2001 | 1 | 4003 | 255 | 2331 | 281 | 3 | 1812 | 263 |
| Total 2000 | 1 | 3117 | 217 | 2017 | 197 | 9 | 1195 | 214 |
| Bew. Abgabe pro Woche | 22 | 100 | 12 | 75 | 16 | 16 | 75 | 30 |

¹⁾ inkl. Abgabe von Y-90/Lu-177 in I-131 Aequivalente umgerechnet

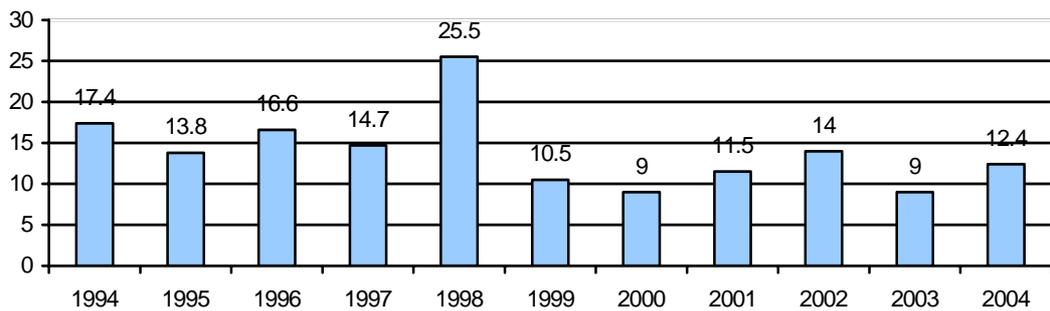
| Ort | Münster-lingen | Sitten | Solothurn | St.Gallen | Winterthur | Zürich | Zürich | Total |
|------------------------------|----------------|-----------|--------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|
| Spital | KS | HC | Bürgerspital | KS | KS | USZ | Triemli | GBq/Jahr |
| Jan. | 0 | 10 | 0 | 83 | 0 | 35 | 450 | |
| Feb. | 1 | 0 | 3 | 18 | 2 | 147 | 130 | |
| März | 1 | 0 | 0 | 4 | 1 | 309 | 383 | |
| April | 4 | 6 | 0 | 13 | 2 | 87 | 289 | |
| Mai | 0 | 0 | 0 | 46 | 0 | 1 | 245 | |
| Juni | 0 | 0 | 1 | 32 | 2 | 152 | 226 | |
| Juli | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 47 | 263 | |
| Aug. | 0 | 0 | 0 | 7 | 1 | 35 | 336 | |
| Sept. | 6 | 0 | 0 | 11 | 3 | 3 | 0 | |
| Okt. | 12 | 0 | 0 | 43 | 1 | 6 | 727 | |
| Nov | 8 | 1 | 6 | 23 | 6 | 1 | 286 | |
| Dez. | 2 | 0 | 0 | 10 | 2 | 3 | 21 | |
| Total 2004 | 34 | 17 | 9 | 290 | 20 | 826 | 3356 | 12.4 |
| Total 2003 | 76 | 95 | 0 | 369 | 86 | 533 | 2141 | 9 |
| Total 2002 | 157 | 33 | 19 | 318 | 15 | 780 | 2536 | 14 |
| Total 2001 | 215 | 39 | 22 | 592 | 0 | 636 | 1006 | 12 |
| Total 2000 | 20 | 7 | 8 | 296 | 210 | 476 | 1022 | 9 |
| Bew. Abgabe pro Woche | 30 | 15 | 30 | 150 | 30 | 150 | 130 | |



Figur 1
Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1994-2004 in GBq



Figur 2
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq



Figur 3
Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1994-2004 in GBq

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 Bq = 1 Zerfall/s. Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit 1 Ci = $3.7 \cdot 10^{10}$ Zerfälle/s; 1 nCi = 37 Bq oder 1 Bq = 27 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 Gy = 1 Joule/kg. Alte Einheit war das rad mit 1 rad = 100 erg/g = 0.01 Gy oder 1 Gy = 100 rad. Noch früher wurde meist das R (Röntgen) verwendet. Es ging von der durch die ionisierende Strahlung erzeugten Anzahl Ionenpaare pro cm^3 Luft aus. 1 R entspricht 0.0088 Joule/kg Luft, d.h. 0.0088 Gy in der Luft. Beispielsweise führt eine 100 keV-Gammastrahlung, die in der Luft 0.0088 Gy erzeugt, in Gewebe zu 0.0097 Gy und im Knochenmark zu 0.02 Gy.

Äquivalentdosis H angegeben in Sv (Sievert)

Die Äquivalentdosis im Gewebe oder Organ T ist die Energiedosis in diesem Gewebe oder Organ, multipliziert mit dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R für die betreffende Strahlenart. Dieser berücksichtigt die unterschiedliche biologische Wirkung der verschiedenen Strahlenarten. 1 Sv = 1000 mSv = 1 Joule/kg. Alte Einheit war das rem, mit 1 rem = 0.01 Sv oder 1 Sv = 100 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 gewichte-

ten 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 Sv = 1000 mSv = 1 Joule/kg. Alte Einheit war das rem, mit 1 rem = 0.01 Sv oder 1 Sv = 100 rem. Als Gewebewichtungsfaktoren w_T gelten gemäss ICRP und StSV: $w_T = 0.20$ für die Gonaden, 0.12 für Dickdarm, Lunge, rotes Knochenmark und Magen, 0.05 für Blase, Brust, Leber, Speiseröhre, Schilddrüse und für die Summe von 5 weiteren Organen, 0.01 für die Haut und die Knochenoberfläche.

Effektive Folgedosis E₅₀ angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Folgedosis ist die über 50 Jahre integrierte effektive Dosis einer Person bei einmaliger Aufnahme über Atemluft oder Nahrung von 1 Bq. Die effektive Dosis berechnet sich aus der Aufnahme in Bq multipliziert mit dem Inhalationsdosisfaktor e_{inh} bzw. dem Ingestionsdosisfaktor e_{ing} in Sv/Bq gemäss Anhang 4 Spalte 8 (Teil 1 für Inhalation und Teil 2 für Ingestion) bzw. 5 der StSV. Bei einer Dauerbelastung mit konstanter Aufnahme darf er, nach Erreichen der Gleichgewichtsaktivität im Körper, auch zur Berechnung der durchschnittlichen Jahresdosis angewendet werden, z.B. als Sv/Jahr pro Bq/Jahr.

Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis H*(10) angegeben in Sv (Sievert)

Die Ortsdosis oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$ bei durchdringender Strahlung [bzw. die Richtungsäquivalentdosis $H'(0.07)$ bei nicht durchdringender Strahlung] ist im Prinzip die Gewebeäquivalentdosis an dieser Stelle, gemessen mit einem genau definierten gewebeäquivalenten Messgerät, der sogenannten ICRU-Kugel. Sie hat einen Durchmesser von 30 cm, eine Dichte von 1 g/cm^3 , und besteht zu 76.2 % aus Sauerstoff, 11.1 % aus Kohlenstoff, 10.1 % aus Wasserstoff und 2.6 % aus Stickstoff (Näherung für Weichteilgewebe).

Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

Activité A exprimée en Bq (becquerel)

L'activité d'une substance est le nombre moyen de désintégrations radioactives par unité de temps. 1 Bq = 1 désintégration/s. L'ancienne unité était le Ci (Curie) avec 1 Ci = $3.7 \cdot 10^{10}$ désintégrations/s; 1 nCi = 37 Bq ou 1 Bq = 27 pCi.

Dose absorbée ou dose énergétique D exprimée en Gy (gray)

La dose absorbée, c'est l'énergie délivrée par unité de masse à la matière (tissus) par la radiation ionisante et son unité est le joule par kg. 1 Gy = 1 Joule/kg. L'ancienne unité était le rad avec 1 rad = 100 erg/g = 0.01 Gy ou 1 Gy = 100 rad. Le R (Röntgen), souvent utilisé, se basait sur le nombre de paires d'ions produits par la radiation ionisante dans 1 cm³ d'air. 1 R correspond à 0.0088 joule/kg d'air, i.e. 0.0088 Gy dans l'air. Une radiation gamma de 100 keV, qui produit 0.0088 Gy dans l'air, occasionne p.ex. 0.0097 Gy dans les tissus et 0.02 Gy dans la moelle osseuse.

Dose équivalente H exprimée en Sv (sievert)

La dose équivalente dans un tissu ou un organe T est la dose énergétique dans ce tissu ou cet organe, multipliée par le facteur de pondération pour les rayonnements w_R selon leur type. Ce facteur tient compte de l'efficacité biologique spécifique des différents rayonnements. 1 Sv = 1000 mSv = 1 joule/kg. L'ancienne unité était le rem, avec 1 rem = 0.01 Sv ou 1 Sv = 100 rem. Les facteurs de pondération w_R en vigueur selon CIPR et ORaP sont: $w_R = 1$ pour les rayonnements X et gamma, les électrons et les muons; $w_R = 5 - 20$ pour les neutrons, selon leur énergie et $w_R = 20$ pour les particules alpha, les fragments de fission et les noyaux lourds.

Dose efficace E exprimée en Sv (sievert)

La dose efficace (avant équivalent de dose efficace) s'obtient par la sommation des doses équivalentes pondérées dans tous les tissus et les

organes irradiés. Les facteurs de pondération pour les tissus w_T tiennent compte de la radiosensibilité spécifique des organes quant au risque de cancer ainsi que de dommages génétiques par irradiation des glandes génitales. La dose efficace est une mesure du risque occasionné par les rayonnements. 1 Sv = 1000 mSv = 1 joule/kg. L'ancienne unité était le rem, avec 1 rem = 0.01 Sv ou 1 Sv = 100 rem. Les facteurs de pondération w_T en vigueur selon CIPR et ORaP sont: $w_T = 0.20$ pour les gonades, 0.12 pour la moelle osseuse (rouge), le colon, le poumon et l'estomac, 0.05 pour la vessie, le sein, le foie, l'oesophage, la thyroïde et pour la somme de 5 autres tissus, 0.01 pour la peau et la surface des os.

Dose efficace engagée E₅₀ exprimée en Sv (sievert)

La dose efficace engagée représente la dose efficace intégrée par une personne sur 50 ans à partir de l'incorporation unique de 1 Bq par inhalation ou par ingestion. La dose efficace se calcule en multipliant l'incorporation en Bq par le facteur d'inhalation e_{inh} resp. le facteur d'ingestion e_{ing} en Sv/Bq selon annexe 4, colonne 8 (partie 1 pour l'inhalation et partie 2 pour l'ingestion) de l'ORaP. Ces facteurs en Sv/an par Bq/an s'utilisent aussi pour calculer la dose moyenne annuelle dans le cas d'une exposition continue avec taux d'incorporation constant une fois l'activité en équilibre dans le corps.

Dose ou équivalent de dose ambiante H*(10) exprimé en Sv (sievert)

La dose ambiante ou l'équivalent de dose ambiant H*(10) approprié aux rayonnements pénétrants (resp. l'équivalent de dose directionnel H'(0.07) approprié aux rayonnements faiblement pénétrants) est en principe l'équivalent de dose local dans un tissu mou, mesuré à l'aide d'un instrument exactement calibré en équivalent de dose au tissu, dénommé sphère-ICRU. Elle a un diamètre de 30 cm, une densité de 1g/cm³ et contient 76.2% d'oxygène 11.1% de carbone, 10.1% d'hydrogène et 2.6% d'azote (approximation pour les tissus mous).

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

ORGANISMES ET LABORATOIRES PARTICIPANTS

Les résultats présentés dans ce rapport se basent sur les prélèvements et les analyses des laboratoires et organismes ci-après. Qu'ils soient remerciés de leur collaboration

ISTITUTI E LABORATORI PARTECIPANTI

Le misure riassunte in questo rapporto provengono dagli istituti e laboratori qui sotto elencati, che ringraziamo per la loro collaborazione

| | | | |
|-----------------|--|-------------------------|--|
| BAG FRn | Fachstelle Radon, Bundesamt für Gesundheit | Bern | Dr. G. Piller, W. Gfeller, P. Imbaumgarten, L. Pedrelli, Dr. J. Rodriguez, G.-A. Roserens, |
| BAG SAB | Sektion Aufsicht und Bewilligung, Bundesamt für Gesundheit | Bern | R. Linder |
| BAG SUER | Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit | Fribourg | Prof. Dr. H. Völkle, Dr. S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, M. Boucher, G. Ferreri, M. Gobet, A. Gurtner, Dr. M. Jungck |
| BfS | Bundesamt für Strahlenschutz | Freiburg im Brisgau/D | Dr. H. Sartorius, Dr. C. Schlosser und S. Schmid |
| BWW | Sektion SIL, Landeshydrologie und –geologie, Bundesamt für Wasserwirtschaft, | Ittigen/BE | S. Graf |
| CERN | CERN, Safety Commission | Genève | Dr. H.-G. Menzel, Dr. P. Vojtyla, D. Wittekind |
| CHYN | Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel | Neuchâtel | Dr. H. Surbeck |
| EAWAG | Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG | Dübendorf | Prof. Dr. J. Beer, I. Brunner, E. Grieder |
| FH R-W | Fachhochschule Ravensburg-Weingarten | Ravensburg-Weingarten/D | Prof. E. Klemm, H. Paliachenka, V. Putyrskaya, Prof. G. Zibold |
| ETHZ | Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik ETH-Z | Zürich | Prof. Dr. L. Rybach, Chr. Bärlocher |
| HSK | Abteilung Strahlenschutz der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen | Villigen/AG | Dr. H. Pfeiffer, Dr. F. Cartier, Dr. A. Leupin, W. Baur, Dr. J. Löhle, M. Schibli, Dr. G. Schwarz |
| HUG | Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal | Genève | S. Namy, Prof. D. Slosman |
| IRA | Institut universitaire de Radiophysique Appliquée | Lausanne | Prof. Dr. J.-F. Valley, Dr. P. Froidevaux, Dr. K. Friedrich-Bénet, F. Barraud, T. Schmittler |
| KS-BS | Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital | Basel | Prof. Dr. J. Roth, Dr. H.W. Roser |
| LS | Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS | Spiez/BE | Dr. M. Burger, E. Schmid, F. Byrde, R. Holzer, A. Jakob, M. Astner, St. Röllin |
| NAZ | Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS | Zürich | Dr. M. Brossi, Dr. A. Leonardi, Y. Lörtscher |
| PSI | Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut | Villigen/AG | Dr. R. Andres, Ch. Wernli, M. Boschung, Dr. B. Bucher, Dr. J. Eikenberg, Dr. Ch. Schuler, J. Hitz |
| Suva | Bereich Physik, Abt. Arbeitssicherheit | Luzern | Dr. M. Hammans, R. Grunder |
| Uni-BE | Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität | Bern | Prof. Th. Stocker, Prof. Dr. H. Loosli, R. Fischer, M. Möll, Dr. R. Purtschert, U. Schotterer, H. Bürki |
| UVC | Ufficio del veterinario cantonale Ticinese | Bellinzona | Dr. T. Vanzetti |
| WSL | Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage | Birmensdorf | F. Ayer et Dr. S. Egli |

| | | | |
|-------------------------------|------------|-----------------------------|--|
| Kantonale Laboratorien | AG | Aarau | Dr. P. Grütter, Dr. Cl. Bajo |
| | BE | Bern | Dr. U. Müller, Dr. U. Vögeli |
| | BL | Liestal | Dr. N. Jäggi, P. Wenk |
| | BS | Basel | Dr. A. Herrmann, Dr. M. Zehringer |
| | FR | Fribourg | Dr. H.S. Walker, Dr. J.-M. Pasquier |
| | GE | Genève | Dr. C. Corvi, Dr. A. Cominoli |
| | GR | Chur | Dr. O. Deflorin, U. Ackermann |
| | JU | Delémont | Dr. C. Ramseier, J.-J. Roth |
| | LU | Luzern | A. Tuor, Dr. Th. Kaufmann |
| | NE | Neuchâtel | Dr. M. Treboux, J.-M. Ducommun |
| | SG | St. Gallen | Dr. H.R. Hunziker, P. Zäch |
| | SH | Schaffhausen | Dr. R. Biedermann, H. Pfefferli |
| | SO | Solothurn | Dr. P. Kohler, W. Bussmann |
| | TG | Frauenfeld | Dr. H. Guggsiberg, A. Wehrli |
| | TI | Lugano | M. Jäggi, Dr. S. Montorfani, Dr. C. Valsangiacomo |
| | Ur-Kantone | Brunnen/SZ | Dr. R. Braschler, Dr. D. Andrey |
| | VD | Epalinges/VD | Dr. B. Klein, A. Etournaud |
| | VS | Sion | Dr. C. Thétaz, E. Pfammatter |
| | ZG | Steinhausen/ZG | W. Ettel, M. Rutschmann |
| ZH | Zürich | Dr. R. Etter, Dr. R. Gisler | |