Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

2005

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera

Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland

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

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

BAG OFSP UFSP SFOPH

Inhaltverzeichnis
Sommaire

Kapitel 1 Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz. 6
Zusammenfassung 6
1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung 6
1.2 Gesetzliche Vorgaben 6
1.3 Grundsätze der Überwachung 6
1.4 Organisation und Zusammenarbeit 7
1.5 QM-Massnahmen 7
1.6 Labordatenbank « ENVIRA » 8
1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen 9
1.8 Quellenangaben 9
Kapitel 2 Radon 15
Lien Internet 15
Internet-Link 15
Chapitre 3 Rayonnement externe 17
Chapitre 3.1 Mesures in situ et exposition externe 18
Résumé 18
3.1.1 Introduction 18
3.1.2 Méthodologie in situ 18
3.1.3 Résultats in situ 2005 19
3.1.4 Conclusions 21
Kapitel 3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM 22
3.2.1 Übersicht 22
3.2.2. Erfahrungs- und Mittelwerte 22
3.2.3 Qualitätssicherung 23
3.2.4 Erneuerung der NADAM-Sonden 24
Kapitel 3.3 Aeroradiometrische Messungen 25
Zusammenfassung 25
3.3.1 Einleitung 25
3.3.2 Flugaufnahmen 2005 25
3.3.4 Literatur 28
Kapitel 4 Umwelt / Chapitre 4 Environnement 29
Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets 30
Résumé 30
4.1.1 Air 30
4.1.2 Précipitations 35
4.1.3 Rivières 35
4.1.4 Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération 35
Kapitel 4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen 37
Zusammenfassung 37
4.2.1 Ziele 37
4.2.2 Methoden 37
4.2.3 Kernanlagen 37
4.2.4 Andere Betriebe 42

Inhaltverzeichnis
Sommaire

Chapitre 4.3 Radioactivité du sol et de l'herbe **44**
Résumé 44
Introduction 44
Résultats de la surveillance 45
Conclusions 48
Kapitel 4.4 Natürliche "hot-spots" in den Grundwässern **49**
Zusammenfassung 49
a) Karte der "hot-spots" 49
b) "Source de Leytron" 50
Kapitel 5 Lebensmittel **51**
Kapitel 5.1 Radioaktivität in den Lebensmitteln **52**
Zusammenfassung 52
5.1.1 Messprogramm 52
5.1.2 Ergebnisse der Überwachung 52
5.1.3 Bewertung und Interpretation 53
Kapitel 6 Menschlicher Körper Chapitre 6 Corps humain **55**
Kapitel 6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2005 **56**
Zusammenfassung 56
6.1.1 Ziel der Messungen 56
6.1.2 Ergebnisse und Interpretation 56
6.1.3 ^{40}Kalium-Gehalt des Körpers 56
Chapitre 6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait **58**
Résumé 58
Introduction 58
Facteurs de transfert du ^{90}Sr du lait aux dents de lait et aux vertèbres 58
Résultats pour l'année 2005 59
Conclusions 60
Kapitel 7 Messung von SpezialnuklidenChapitre 7 Mesures de nucléides spéciaux **61**
Kapitel 7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85 **62**
Zusammenfassung 62
7.1.1 Kohlenstoff-14 63
7.1.2 Kernkraftwerk Leibstadt 64
7.1.3 Kernkraftwerk Gösgen 66
7.1.4 Kernkraftwerk Mühleberg 67
7.1.5 Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau 67
7.1.6 Kehrichtverbrennungsanlagen 68
7.1.7 Region Basel 69
7.1.8. Krypton-85 (^{85}Kr) 71
7.1.9. Tritium (^{3}H) 72
Chapitre 7.2 Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement **76**
Résumé 76
Introduction 76
Résultats de la surveillance 78
Etude d'un site du Jura vaudois 79
Conclusions 79

Inhaltverzeichnis / Sommaire

Kapitel 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen **82**
Zusammenfassung 82
Kapitel 8.1 Emissionen aus den Kernanlagen **83**
Kapitel 8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen **94**
8.2.1 Nahbereich der Kernanlagen 94
8.2.2 TLD in der Umgebung der Kernanlagen 94
8.2.3 Analysemethode 95
8.2.4 Ergebnisse 95
8.2.5 Fazit 96
Chapitre 8.3 Les installations nucléaires et l'environnement **100**
Résumé 100
8.3.1 Introduction 100
8.3.2 Méthodologie 100
8.3.3 Résultats 101
8.3.4. Conclusions 104
Kapitel 8.4 Überwachung des Zentralen Zwischenlagers (ZWILAG) in Würenlingen **105**
Zusammenfassung 105
Ergebnisse 105
Chapitre 8.5 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN) **108**
Synthèse 108
8.5.1 Objets de la surveillance 109
8.5.2 Contrôle des émissions 109
8.5.3 Contrôle des immissions 109
8.5.5 Références 112
8.5.6 Glossaire 112
Chapitre 8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP) **113**
Résumé 113
8.6.1 Programme de surveillance de l'OFSP 113
8.6.2 Mesures de l'exposition ambiante 114
8.6.3 Mesures dans le milieu atmosphérique 114
8.6.4 Mesures dans le milieu terrestre 115
8.6.5 Mesures dans le milieu aquatique 115
8.6.6 Conclusions 116
Kapitel 8.7 Messungen der HSK **117**
Kapitel 9.1 Emissionen der Betriebe **120**
Kapitel 9.2 Emissionen der Spitäler **123**
Zusammenfassung 123
9.2.1 Ausgangslage 123
9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden 123
9.2.3 Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser 123
Kapitel 9.3 Strahlende Diamanten **127**
Zusammenfassung 127
a) Historische Bestrahlungen 127
b) Rezente Bestrahlungen 127
Verdankungen 128
Anhänge Annexes **129**
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien / Organismes et laboratoires participants
Istituti e laboratori partecipanti 130
2 Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux 131
3. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung 132
4. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification 133

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 1
Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz.

Kapitel 1 Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz. 6

Zusammenfassung 6

1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung 6

1.2 Gesetzliche Vorgaben 6

1.3 Grundsätze der Überwachung 6

1.4 Organisation und Zusammenarbeit 7

1.5 QM-Massnahmen 7

1.6 Labordatenbank « ENVIRA » 8

1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen 9

1.8 Quellenangaben 9

Kapitel 1
Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz.

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

Zusammenfassung

Es werden die Grundsätze und Zielsetzungen des Überwachungsprogrammes dargelegt sowie Kriterien für die Auswahl von Probenahmestellen und Messverfahren und der Bezug zur Schweizer Gesetzgebung und internationalen Empfehlungen. Das Bundesamt für Gesundheit koordiniert das Messprogramm, sammelt und bewertet die Ergebnisse und veröffentlich diese in jährlichen 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 (KUER) durch den Bundesrat. Überwacht wurde anfänglich der radioaktive Ausfall (Fallout) der Kernwaffenversuche; später wurde die Überwachung von Kernanlagen, sowie Betrieben und Spitälern, die Radionuklide verwenden, wichtiger. Auch die natürliche Radioaktivität, insbesondere das Radon wird erfasst, vor allem dort wo dieses zu nennenswerten Strahlendosen führen kann. Das BAG veröffentlicht die Messergebnisse in den jährlichen Berichte zu Umweltradioaktivität und Strahlendosen [1].

1.2 Gesetzliche Vorgaben

Gesetzliche Basis für die Überwachung ist die Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV: [2]), die dem BAG diese Aufgabe überträgt. Beurteilungsgrössen sind die Immissionsgrenzwerte für Luft und Wasser gemäss Art. 102 bzw. im Anhang 3, d.h. CA/300 für die Luft (CA = Arbeitsplatz-Richtwert) und LE/50 für das Wasser (LE = Freigrenze). Bei Dauerexposition führen diese Werte zu je 0.2 mSv pro Jahr. Für die Lebensmittel gelten die Toleranz- und Grenzwerte (s. Tabelle 1) gemäss FIV (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung [3]). Für die Bevölkerung («nichtberuflich strahlenexponierte Personen») darf die effektive Dosis durch künstliche Strahlenquellen (ohne natürliche Radioaktivität oder medizinische Anwendungen) 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen (Art. 37). Für beruflich strahlenexponierte Personen gilt eine Limite von 20 mSv pro Jahr.

1.3 Grundsätze der Überwachung

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

Die Radioaktivitätsüberwachung hat folgende **Ziele**:

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

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

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

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

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

1.4 Organisation und Zusammenarbeit

Die Organisation und die nationale Zusammenarbeit erfolgt nach folgenden Grundsätzen:

- Vorhandene fachliche Kompetenz und Messkapazität, sowie gemeinsame Interessen und Synergien ausnutzen (s. Tab. 2);
- Zusammenarbeit mit allen Stellen beim Bund, den Hochschulen, Forschungsinstituten, die entsprechende Kompetenzen und Messkapazität haben;
- Regeln der Zusammenarbeit durch Verträge, Übereinkommen und Abmachungen;
- Koordination des Messprogrammes durch das Bundesamt für Gesundheit: Festlegen des Überwachungsprogrammes, Sammeln, Auswerten und Veröffentlichen der Daten [1], Veranlassen von Massnahmen im Bedarfsfall, etwa bei erhöhten Messwerten;
- Regelmässige Meldung der Daten durch die Laboratorien;
- Sofortige Meldung von erhöhten Messwerten, Überschreitung von Immissions- , Toleranz- oder Grenzwerten;
- Sammeln und Verarbeiten aller Daten in einer nationalen, elektronischen Datenbank;
- Zertifizierung und Akkreditierung der Laboratorien als QM-Massnahmen (s. Kap. 1.5);
- Bei erhöhter Radioaktivität, wenn Schutzmassnahmen für die Bevölkerung erforderlich sind, kommen die Nationale Alarmzentrale (NAZ) und die Einsatzorganisation für erhöhte Radioaktivität zum Zug.

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

1.5 QM-Massnahmen

Akkreditierung, Zertifizierung und Notifizierung dienen als QM-Massnahmen der Kompetenzfeststellung eines Laboratoriums um dessen Zuverlässigkeit, die Qualität und Richtigkeit der Analysenergebnisse 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:

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

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

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

Bei der **Akkreditierung** nach ISO 17'025 wird geprüft, ob ein Laboratorium die fachliche Kompetenz hat, bestimmte Untersuchungen (gemäss Geltungsbereich) nach gegebenen Kriterien durchzuführen und ob die Produkte (Messergebnisse) vorgegebenen Qualitätsanforderungen genügen. Sie wird durch eine staatliche Stelle erteilt, in der Schweiz beispielsweise durch das Bundesamt für Messwesen und Akkreditierung METAS (http://www.metas.ch).

- 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;
- Sie gibt klare Regelungen im Bezug auf die Zuständigkeit, Rechte und Pflichten der Mitarbeiter;
- Alle Verfahren und Abläufe (Prozesse) sind eindeutig festgelegt;
- Aufgrund der geregelten Dokumentation können Daten und Informationen schneller aufgefunden werden;
- Diese erhöhte Transparenz fördert Sicherheit und Vertrauen in die eigene Arbeit bei den Mitarbeitern; erleichtert die Einarbeitung neuer Mitarbeiter im allgemeinen Arbeitsablauf und in den Analysenmethoden, die einfache Vertretung der Mitarbeiter untereinander und den Wiedereinstieg in länger nicht verwendete Methoden;
- Sie ermöglicht durch Optimierung der Abläufe einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess;
- Sie ermöglicht eine bessere Kompatibilität mit Regelwerken und Normen;
- Sie fördert die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse, die internationale Anerkennung und Vergleichbarkeit der Verfahren und Resultate sowie die juristische Belastbarkeit der Befunde;
- Sie kann Voraussetzung sein für behördliche Genehmigungen.

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

1.6 Labordatenbank « ENVIRA »

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

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

1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen

- **SUER**: Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, CH-1700 Fribourg
- **RADAIR**: Automatisches Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft: 11 Alpha-Beta-Monitore, 2 Jod-Monitore, 1 nuklidspezifischer Monitor
- **Uni BE**: Physikalisches Institut, Abteilung Klima- und Umweltphysik Universität Bern
- **ETH-Z**: Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik der Eidg. Technischen Hochschule Zürich
- **IRA**: Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne
- **Labor Spiez**: Fachsektion Physik, Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz (BABS), VBS, Spiez
- **EAWAG**: Gruppe Radioaktive Tracer, Abt. SURF der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf
- **Institut Forel**: Universität Genf, Versoix
- **CHYN**: Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg
- **Kantonale Laboratorien**: Kantonale Lebensmittelkontrolle
- **PSI**: Abteilung Strahlenschutz, Sicherheit und Entsorgung, Paul Scherrer Institut, Villigen-PSI
- **NAZ**: Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS, VBS, Zürich
- **NADAM**: Automatisches nationales Dosiswarnnetz bestehend aus 58 Stationen
- **HSK**: Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen-HSK
- **MADUK**: Automatisches Dosiswarnnetz für die Umgebung der Kernanlagen, bestehend aus je 12 bis 18 Stationen pro Kernkraftwerk
- **Kantonsspital BS**, Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital Basel-Stadt
- **Kantonsspital GE**, Division den médecine nucléaire, Hôpital Universitaire Cantonal Genève
- **Suva**: Bereich Physik, Abteilung Arbeitssicherheit, Suva, Luzern
- **BAG-SAB**: Sektion Aufsicht und Bewilligungen, Bundesamt für Gesundheit, Bern
- **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/themen/strahlung/00043/00065/02236/index.html?lang=de

[2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz (StSG) vom 22. März 1991: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_50.html 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

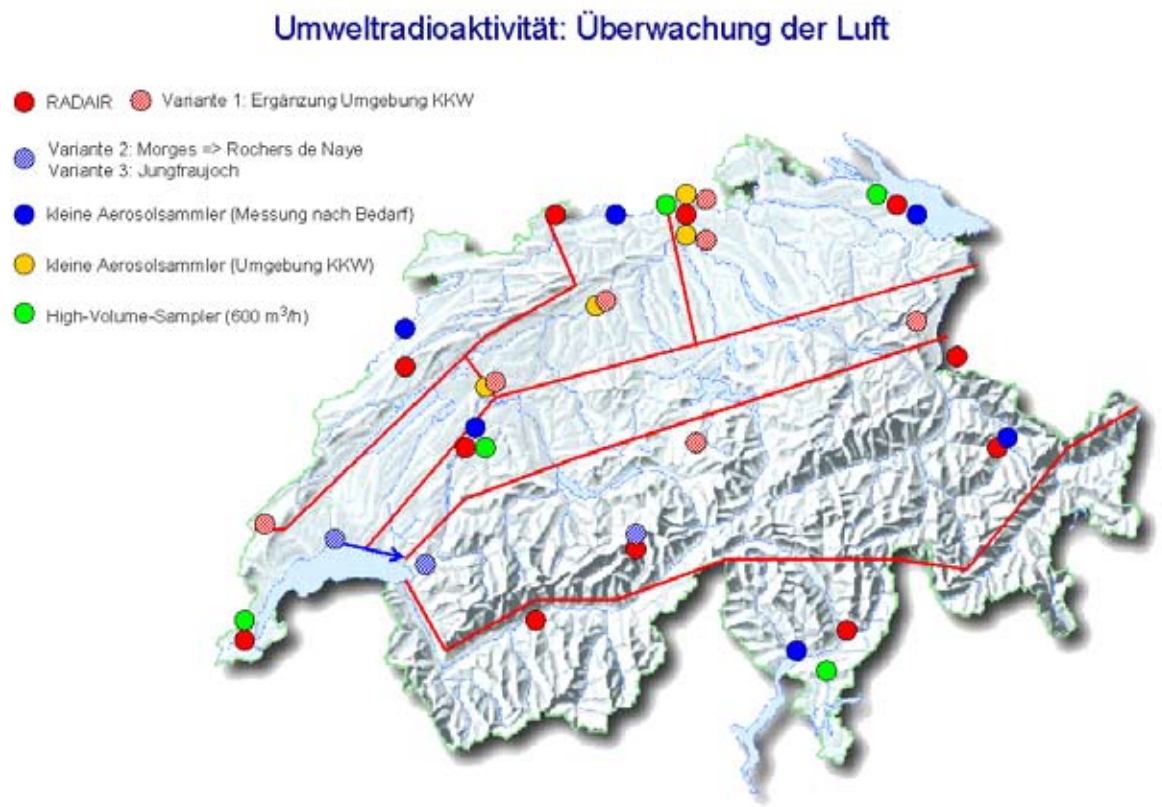
[7] Empfehlungen der EU zur Überwachung der Umweltradioaktivität: COMMISSION RECOMMENDATION of 8 June 2000 on the application of Article 36 of the Euratom Treaty concerning the Monitoring of the levels of radioactivity in the environment for the purpose of assessing the exposure of the population as a whole (Document C(2000) 1299, 2000/473/Euratom).

[8] H. Völkle: Die Radioaktivität der Atmosphäre, StrahlenschutzPRAXIS 4/2001, pp. 74-78.

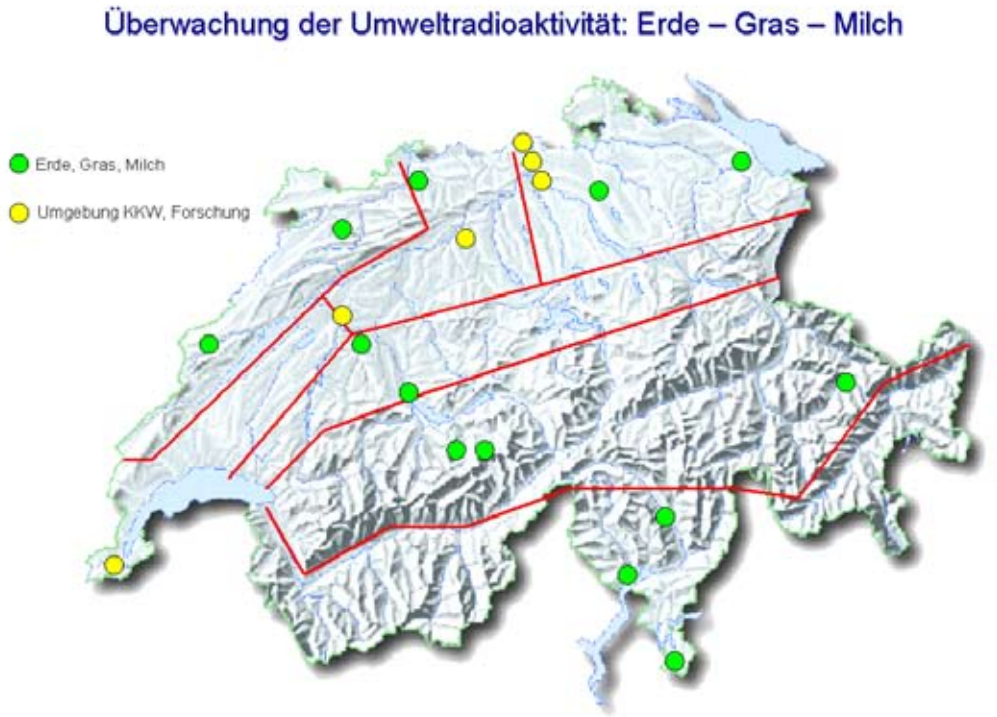
Tabelle 1: Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg [3]

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

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (Gilt für die Summe von ^{134}Cs und ^{137}Cs)
(**) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für ^{210}Po)



Figur 1: Überwachungsprogramme Luft und Niederschläge mit Ergänzungsvarianten (Der Umzug des Regensammlers von La Valsainte nach Güttigen ist in Bearbeitung)



Figur 2: Überwachungsprogramme Flüsse und Erde-Gras-Milch

Tabelle 2: Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	■ überwacht wird:	■ Kompetenzzentren und beteiligte Stellen:[1)]
Atmosphäre	■ Aerosole, Niederschläge ■ ^{14}C, Edelgase ■ Aeroradiometrie	■ SUER inkl. RADAIR ■ Uni Bern ■ HSK (früher ETH-Z), NAZ
Deposition	■ Boden, Bewuchs, in-situ ■ ^{90}Sr- und Alpha-Messung	■ SUER, IRA und Labor Spiez
Aquatisches Milieu	■ Gewässer, Fische, Sedimente ■ Grund- und Quellwasser, Deponien	■ EAWAG, Institut Forel, Labor Spiez ■ CHYN
Lebensmittel	■ Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	■ Kantonale Laboratorien, IRA, SUER
Dosis	■ γ- und n-Dosen ■ automatische Dosiswarnnetze	■ PSI, IRA ■ NAZ, NADAM, HSK, MADUK
menschliche Körper	■ Ganzkörpermessungen ■ ^{90}Sr in Knochen und Zähnen	■ PSI, Kantonsspital, Genf ■ IRA
Kernanlagen	■ Emissionen, Umgebung	■ HSK, SUER
Betriebe	■ Emissionen, Umgebung	■ Suva, SUER
Spitäler	■ Emissionen	■ BAG-SAB
Radon	■ Radon in Häusern und im Boden	■ BAG-FRA, SUER

1) Liste der Abkürzungen siehe Seite 9

Tabelle 3: Das Messprogramm im Überblick

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	■ 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)	■ 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	■ Umgebung der Kernanlagen ■ ganze Schweiz nach speziellem Programm	■ direkte vor-Ort-Messung des γ-Spektrums ■ Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis
Luft	■ 12 Aerosolsammler: ca. 40 m^3/h ■ 5 High-Volume-Sampler: ca. 700 m^3/h ■ RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung siehe auch: [8] ■ ^{85}Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfraujoch	■ Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ-Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ^{137}Cs: 1 µBq/m^3 bzw. 0.1 µBq/m^3 ■ RADAIR: 11 Stationen α/β-Messung (FHT-59S), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	■ Regensammlerstationen an 9 Standorten inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	■ Regensammler mit Trichtern von 1 m^2 Fläche, wöchentlich γ-Spektrometrie der Rückstand; Nachweisgrenze für ^{137}Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe) ■ An 12 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
aquatisches Milieu	■ Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW ■ bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen	■ γ- und α-Spektrometrie ■ Tritium-Messung
Erde	■ 30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN	■ Erdschicht 0-5 cm für ^{90}Sr-Bestimmung und γ–Spektrometrie und z.T. α-Spektrometrie
Bewuchs (Gras,Pflanzen)	■ gleiche Stellen wie Erdboden ■ Baumblätter aus Umgebung KKW, Kehrichtverbrennungsanlage und Referenzstation	■ Gras zweimal jährlich; γ-Spektrometrie und ^{90}Sr ■ Bäumblätter ^{14}C-Bestimmung (jährlich)
Milch	■ gleiche Regionen wie Erde und Gras	■ γ-Spektrometrie und ^{90}Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben
Andere Lebensmittel	■ Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW ■ Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.	■ γ-Spektrometrie ■ ^{90}Sr-Bestimmung
menschlicher Körper	■ Schulklassen Genf und Basel ■ Mitarbeiter PSI ■ Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	■ Ganzkörpermessungen in den Spitälern Basel und Genf und am PSI ■ ^{90}Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	■ Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc. ■ Kläranlagen der Agglomerationen ■ Sickerwässer von Deponien	■ Ablufilter, Abgas etc. ■ Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen ■ γ–, α– und ^{90}Sr-Messung

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 2
Chapitre 2
Radon

Le chapitre «Radon» est consultable à l›adresse internet ci-dessous:
http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02238/index.html?lang=fr

Das Kapitel «Radon» kann unter folgender Internet-Adresse konsultiert werden:
http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02238/index.html?lang=de

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 3
Externe Strahlung

Chapitre 3
Rayonnement externe

Chapitre 3.1 Mesures in situ et exposition externe	**18**
Résumé	18
3.1.1 Introduction	18
3.1.2 Méthodologie in situ	18
3.1.3 Résultats in situ 2005	19
3.1.4 Conclusions	21
Kapitel 3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM	**22**
3.2.1 Übersicht	22
3.2.2. Erfahrungs- und Mittelwerte	22
3.2.3 Qualitätssicherung	23
3.2.4 Erneuerung der NADAM-Sonden	24
Kapitel 3.3 Aeroradiometrische Messungen	**25**
Zusammenfassung	25
3.3.1 Einleitung	25
3.3.2 Flugaufnahmen 2005	25
3.3.4 Literatur	28

Chapitre 3.1
Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner
Section surveillance de la radioactivité, SUeR/OFSP
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Résumé

En 2005, les examens in situ ont essentiellement porté sur le voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en ^{137}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 2005 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. Cette mesure globale permet d'évaluer la somme des contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition ambiante, mais ne permet pas de les distinguer. Le spectre gamma in situ, permet quant à lui d'identifier les différents radionucléides présents sur le site et de calculer leurs contributions respectives au débit d'exposition ambiante, pour peu que la distribution dans le sol de chacun de ces isotopes soit connue. L'exposition ambiante naturelle s'obtient alors par sommation de la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site [2] et des composantes locales du rayonnement terrestre (^{40}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. Le débit d'exposition total calculé à partir des spectres in situ est ensuite comparé à la valeur globale mesurée avec la chambre d'ionisation, afin d'évaluer la fiabilité de la méthode de reconstitution.

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

[1] ICRU-Report 53 «Gamma-Ray Spectrometry in the Environment» 1994, ISBN 0-913394-52-1

[2] Radioprotection, vol. 22 n° 3, pages 231-239, 1987.

Débit d'équivalent de dose ambiante H*(10)

Comme mentionné plus haut, un des objectifs des mesures par spectrométrie in situ est d'évaluer le débit de dose attribuable à chacun des radio-isotopes (ou chaque famille de radio-isotopes dans le cas des séries ^{238}U et ^{232}Th) détecté sur un spectre gamma in situ. La procédure généralement employée au laboratoire de Fribourg consiste à rapporter, pour chaque radionucléide, le débit de kerma dans l'air (en nGy/h) calculé à partir de la concentration radioactive dans le sol, elle-même déterminée sur la base de l'analyse des spectres in situ. Les facteurs utilisés pour convertir les concentrations radioactives en débit de kerma dans l'air sont ceux recommandés par ICRU 53. Cependant, la grandeur dosimétrique de référence étant l'équivalent de dose ambiante H*(10), dont l'unité est le Sievert, le kerma dans l'air ne devrait plus être rapporté afin d'être cohérent avec la législation. Malheureusement, l'équivalent de dose ambiante n'est pas encore utilisé par l'ensemble des laboratoires, ni en Suisse, ni à l'étranger. De plus, les coefficients de conversion utilisés pour déterminer l'équivalent de dose ambiant à partir des concentrations radioactives ne sont pas cohérents d'un laboratoire à l'autre, et les méthodes de calculs utilisées pour les établir, pas clairement définies. La principale raison à ce manque d'harmonisation vient du fait qu'aucune recommandation internationale n'a été émise à ce jour concernant ces facteurs.

Le groupe d'experts en dosimétrie de la Commission fédérale de Protection contre les radiations et de surveillance de la Radioactivité (CPR) a recommandé l'utilisation de l'équivalent de dose ambiant, également dans le domaine de la spectrométrie in situ. Pour palier aux problèmes cités plus haut, il a mandaté en 2004 un groupe de travail afin d'estimer les facteurs de conversion permettant de passer de la concentration radioactive à l'équivalent de dose ambiant en [nSv/h], en se basant sur les données disponibles dans la littérature. Dans le cadre de ce groupe de travail, des calculs ont été effectués par l'IRA et la DSN en 2004 et 2005. Les résultats de ces travaux sont actuellement en phase de validation. Dès 2006, tous les résultats seront délivrés en équivalent de dose ambiante. Pour l'année 2005, l'ancienne méthode a été appliquée et les résultats sont fournis en nGy/h.

3.1.3 Résultats in situ 2005

En 2005, les examens in situ ont été réalisés principalement au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (CNB), Gösgen (CNG), Leibstadt (CNL) et Mühleberg (CNM) et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

En dehors de ce programme de surveillance annuel, des mesures ont été effectuées en ville de Fribourg. Ces mesures s'inscrivent dans le cadre d'un travail de doctorat visant à étudier la radioactivité naturelle dans l'agglomération de Fribourg. Finalement, des mesures in situ ont été effectuées dans le jura vaudois 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 par spectrométrie gamma in situ (descendants compris) sont représentées sur les figures 1 à 3 pour les principaux sites suisses examinés en 2005. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris le ^{137}Cs artificiel). La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation, ainsi que son incertitude, sont également représentées et permettent d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

En comparant les résultats des figures 1, 2 et 3, il apparaît tout d'abord que l'exposition ambiante au voisinage des centrales nucléaires et du CERN, ne se distingue pas de manière significative de celle mesurée au point de référence de Fribourg ou à Hochfelden/ZH (sites hors influence). Cette méthode a toutefois permis de mettre en évidence la présence d'^{41}Ar dans l'air au PSI (0.8 Bq/m^3) et au voisinage proche du CERN (1.9 Bq/m^3 au site de La Praille). Les débits de dose qui résultent de la présence de ce radioélément de courte période (1.8 h) sont faibles (0.2 nGy/h au PSI et 0.6 nGy/h au CERN) et n'apparaissent pas clairement sur les figures 1 et 2.

Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs, issue des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de Tchernobyl, est toujours clairement visible, mais les valeurs mesurées ne représentent pas de danger pour la santé du public.

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

Pour les sites de Caslano/TI, Magadino/TI et de Stabio/TI, la surestimation de la reconstitution, calculée sur la base des spectres gamma in situ, par rapport à la valeur mesurée à l'aide de la chambre d'ionisation 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

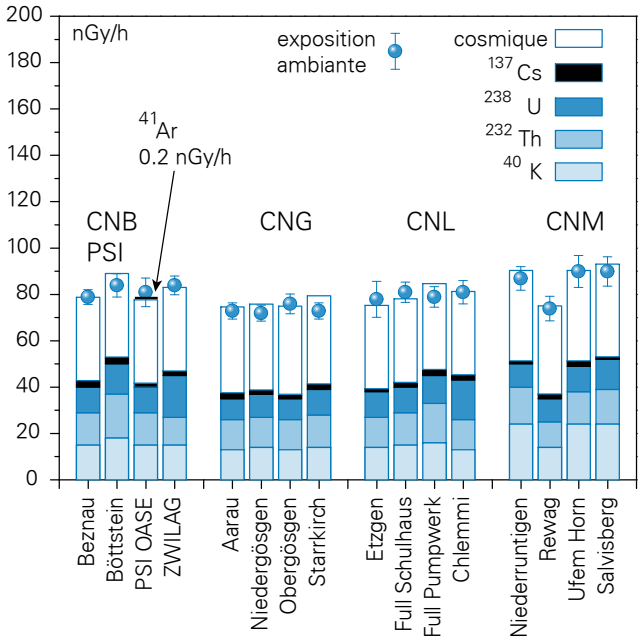


Figure 1: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2005. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est également représentée

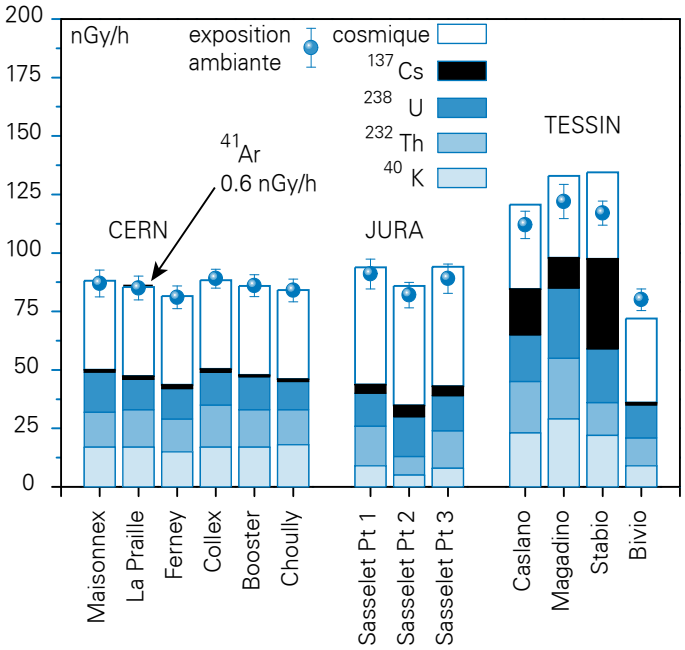


Figure 2: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage du CERN, dans le jura vaudois ainsi qu'au Tessin en 2005. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est également représentée.

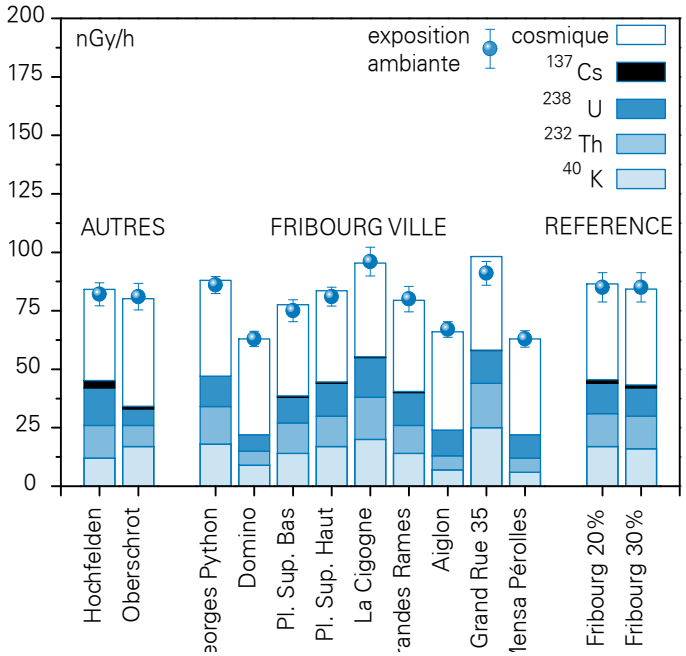


Figure 3: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés à Fribourg (ville et point de référence), Hochfelden/ZH et Oberschrot/FR en 2005. La mesure globale du débit de dose avec chambre d'ionisation est égaleme.

couches plus profondes dans les terrains non cultivés [1]. Notons qu'à Magadino, les mesures en laboratoire ont montré que la distribution de ^{137}Cs dans le sol était plus homogène (terrain retourné). Dans ce cas, la surestimation de la reconstitution par rapport à la valeur mesurée à l'aide de la chambre d'ionisation s'explique également par le fait que les mesures ont été effectuées très tôt le matin, avant le lever du soleil, durant le phénomène d'inversion des températures. A ce moment, la température au sol est inférieure à celle régnant à 1 m au-dessus du sol, empêchant les mouvements de convection. Les produits de filiation du radon ne s'échappent alors pas vers les plus hautes altitudes et restent piégés à proximité du sol. Ce phénomène conduit à une surestimation de la contribution des éléments de la série ^{238}U accentuant la différence observée entre reconstitution et mesure globale du débit de dose.

Pour les sites de Stabio et Caslano, 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.

A Bivio/Ti, même si la différence entre la reconstitution et la valeur mesurée à l'aide de la chambre d'ionisation semble importante (-9 %), celle-ci est comprise dans l'incertitude expérimentale. En effet, les activités des différents isotopes présents sur ce site étaient faibles et

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

les incertitudes expérimentales plus élevées (de l'ordre de 5 à 8 % pour chacune des composantes ^{40}K, série ^{238}U et ^{232}Th, et de 6% pour la mesure globale par chambre d'ionisation).

Les résultats des mesures effectuées en ville de Fribourg (voir Figure 3) illustrent les variations importantes de la radioactivité naturelle en milieu construit. En effet, contrairement au protocole en usage pour les mesures in situ « classiques », où le site de mesure idéal est constitué d'un terrain plat, naturel, si possible non cultivé et dégagé, ces mesures ont été effectuées en milieu urbain, dans des rues recouvertes de bitume, de béton ou de pavés.

Pour terminer, notons que notre laboratoire (SUER/OSFP) a participé à l'exercice international d'intercomparaison en spectrométrie gamma in situ (ISIGAMMA 2005) organisé à Gera, en Allemagne, au printemps 2005. Près de 70 équipes ont participé à cet exercice qui s'est déroulé à proximité d'anciennes mines d'uranium aujourd'hui en phase de réhabilitation. L'analyse complète des résultats n'est pas encore disponible, mais le rapport de résultats préliminaire a montré une bonne concordance des résultats obtenus par notre laboratoire avec la moyenne des participants.

3.1.4 Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2005 ont permis de caractériser les sites d'examen du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs du fallout et de Tchernobyl). Un certain nombre de mesures ont également été mises en œuvre dans le cadre de projets spécifiques (radioactivité naturelle dans l'agglomération de Fribourg, étude radio-écologique des sols du Jura).

Cette méthode a permis de distinguer les composantes naturelles et artificielles de la radioactivité gamma et de s'assurer de la pertinence de l'information acquise par confrontation du débit d'exposition calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation. La détection de traces d'^{41}Ar dans l'air, au voisinage du PSI et du CERN, a également confirmé la bonne sensibilité de la méthode. Les résultats n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population.

Kapitel 3.2
Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM

Y. Loertscher
Bundesamt für Bevölkerungsschutz
Nationale Alarmzentrale, Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

3.2.1 Übersicht

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

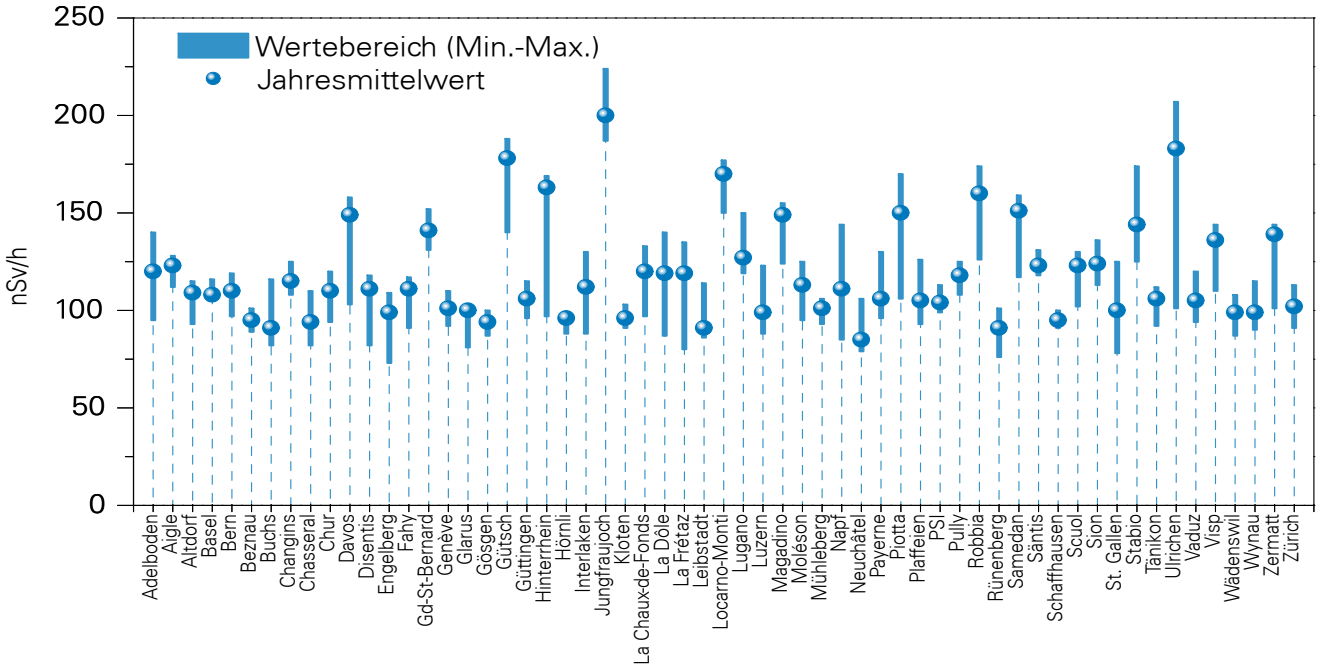
Im Oktober 2005 wurde der neue Internetauftritt der NAZ in Betrieb genommen, der nach dem AA-Standard behindertentauglich ist. Bei dieser Gelegenheit konnte auch die automatische Publikation der NADAM-Messwerte erweitert werden. Unter der Adresse (http://www.naz.ch/de/09_service/zeitverlauf_uebersicht.shtml) werden neu für alle NADAM-Stationen die Zeitverläufe der Stundenmittelwerte der 2 letzten Tage veröffentlicht. Die Verläufe werden automatisch zwei Mal pro Tag aktualisiert (jeweils um 08h00 und um 15h00).

Nach nahezu 20 Betriebsjahren wird das NADAM-Netz dem heutigen Stand der Technik angepasst. Der Umbau der NADAM-Sonden erfolgt parallel zur Erneuerung des Messnetzes der Meteoschweiz. Im Mai 2005 hat die erste neue NADAM-Sonde den Betrieb aufgenommen, bis Ende 2005 wurden insgesamt 11 Stationen umgerüstet. Die vollständige Erneuerung des NADAM-Netzes soll Ende 2007 abgeschlossen sein.

3.2.2. Erfahrungs- und Mittelwerte

Eine Übersicht der Jahresmittelwerte sowie der extremen Wochenwerte für die einzelnen Stationen ist in der Fig. 1 dargestellt. Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 2005 überprüft. Da der Verlauf der Messwerte stabil war, sind keine Anpassungen der Erfahrungsbereiche für bestehenden Sonden erforderlich.

Die Erfahrungsbereiche der neuen Sonden wurden aufgrund des verfügbaren Datensatzes nach der Inbetrieb-



Figur 1: Jahresmittelwerte 2005 der NADAM-Sonden

nahme bestimmt. Die so ermittelten Werte sind in der Tabelle 1 ersichtlich.

Tabelle 1: Neue NADAM-Sonden (Stand 2005)

Station	Datum der Inbetrieb nahme	Erfahrungs werte [nSv/h]	Erfahrungs bereiche [nSv/h]
Aigle (AIG)	01.09.05	124	100-140
Changins (CGI)	13.10.05	114	90-130
Gd.-St.Bernard (GSB)	11.11.05	142	120-180
Glarus (GLA)	13.10.05	99	80-120
Gütsch (GUE)	01.09.05	183	150-220
La Chaux-de-Fonds (CDF)	10.10.05	120	100-150
Plaffeien (PLF)	08.08.05	106	90-130
Säntis (SAE)	30.11.05	120	100-150
Sitten (SIO)	13.10.05	128	100-150
Wynau (WYN)	29.09.05	102	80-120
Zermatt (ZER)	07.09.05	137	110-160

Berechnung der Erfahrungswerte

Der Erfahrungswert dient als Vergleichswert für die automatische Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten. Er soll für jede Station repräsentativ sein und nicht von besonderen Bedingungen geprägt werden. So kann z. B. im Winter der Anteil der terrestrischen Strahlung durch die Schneedecke stark reduziert werden. Nicht repräsentative Werte, die bei der Berechnung des Erfahrungswert nicht berücksichtigt werden sollen, werden bei der laufenden Überprüfung in der Datenbank entsprechend markiert. Sie bleiben aber im Datenarchiv erhalten.

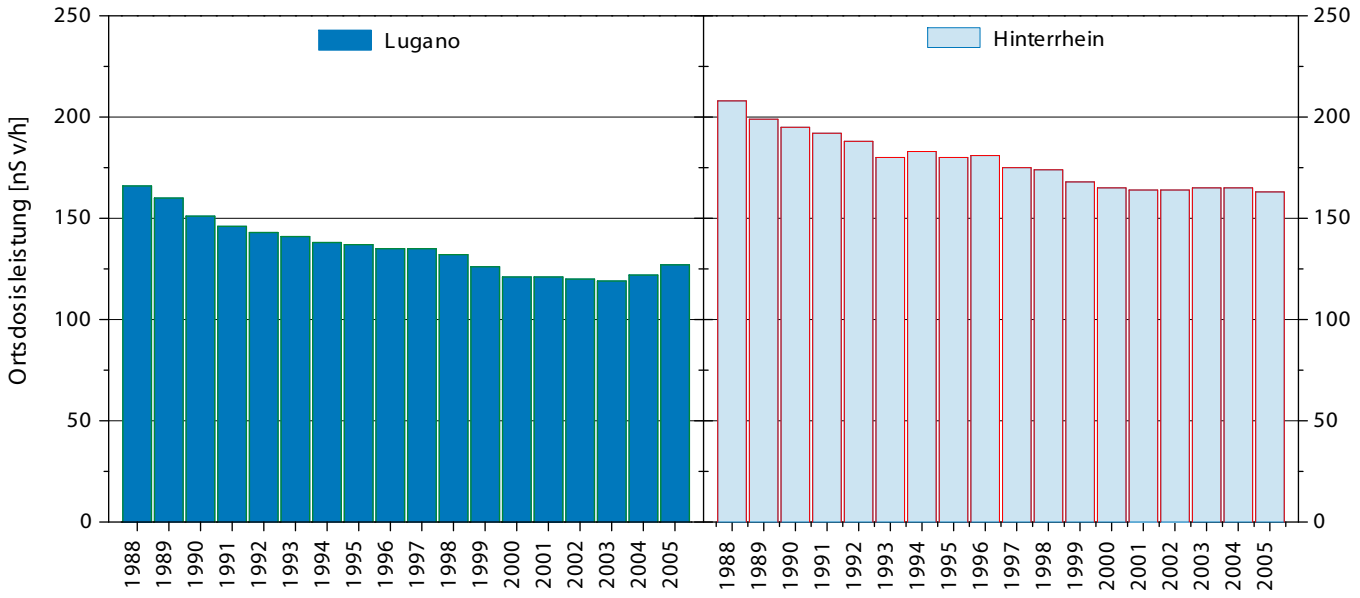
3.2.3 Qualitätssicherung

Mit der Einführung der neuen, geeichten NADAM-Sonden ist das im Jahr 1995 eingeführte Qualitätssicherungsprogramm für die alten Fühler hinfällig geworden. Er wurde deshalb per Ende 2003 sistiert.

Weiterhin durchgeführt werden hingegen die jährlichen Funktionsprüfungen und Alarmtests aller Stationen. Wird bei der Funktionsprüfung eine Abweichung von mehr als 7 % des gemessenen Wertes zum Sollwert festgestellt, so wird die Sonde ausgetauscht..

Die im 2005 durchgeführten Funktionsprüfungen sind alle positiv verlaufen. Diese Resultate zeigen, dass auch die alten NADAM-Stationen weiterhin sehr stabil und zuverlässig sind.

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



Figur 3: Verlauf der Erfahrungswerte der Stationen Lugano und Hinterrhein für die Periode 1988 - 2005. 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.

3.2.4 Erneuerung der NADAM-Sonden

Seit April 2005 wird das Messnetz von MeteoSchweiz umgebaut, damit er wieder auf dem neuesten Stand der Technik gebracht werden kann. Parallel dazu werden auch die alten NADAM-Sonden durch neue Fühler ersetzt.

Die neuen Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Dadurch erhöht sich die Genauigkeit von Untergrundmessungen. Der Messbereich wird auch wesentlich grösser (10 nSv/h – 10 Sv/h) und deckt nun die ganze Spanne bis hin zu Dosisleistungen, wie sie z. B. nach einem A-Waffenunfall zu messen wäre, ab.

Weitere Verbesserungen ergeben sich bei der Eichung jeder einzelnen Sonde, bei der direkten Berechnung von Impuls/Sekunde auf uSv/h, und beim Abzug des Eigeneffekts. Dieser ist vom Hersteller für jede Sonde einzeln gemessenen worden und wird automatisch vom Messwert subtrahiert. Auch die Vergleichbarkeit der NADAM-Messwerten mit denjenigen des MADUK-Netzes ist nun gewährleistet.

Zu den Kontrollen, denen die neue Stationen unterzogen werden, gehört auch der Vergleich der Messresultate der alten und neuen Systemen über einen Zeitraum von 1 bis 2 Monaten pro Standort. Aus technischen Gründen sind nicht alle Stationen in der Lage, zwei Radioaktivitätsfühler parallel zu betreiben. Für diese Fälle wird nächstes Jahr die Qualitätskontrolle mit Hilfe von neuen, mobilen NADAM-Stationen verbessert. Diese mobilen Einheiten werden auch in Zukunft das NADAM-Netz weiter verstärken, indem sie bei Ereignissen zur gezielten, lokalen Verdichtung des Netzes eingesetzt werden.

Eine Aufstellung Liste der in 2005 umgerüsteten NADAM-Stationen ist in der Tabelle 1 enthalten.

Kapitel 3.3
Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher[1], G. Butterweck[2], G. Schwarz[1], L. Rybach[3]
[1)] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), 5232 Villigen HSK
[2)] Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI
[3)] Institut für Geophysik, ETH Hönggerberg, 8093 Zürich

Zusammenfassung

Bei der jährlichen Messübung des Stab BR NAZ vom 20. bis 23. Juni 2005 wurde mit Bellinzona erneut ein Stadtgebiet beflogen. Dabei wurden entlang der Talhänge leicht erhöhte ^{137}Cs-Aktivitäten registriert. Messungen bei Coglio/TI und Monte Laura/TI weisen ebenfalls auf lokale Erhöhungen in den ^{137}Cs-Aktivitäten hin, die vermutlich auf Tschernobyl-Fallout zurückzuführen sind. Bei zwei Deponien in der Magadinoebene und bei Bodio wurden keine erhöhten Messwerte festgestellt. In Zusammenarbeit mit den Tessiner Einsatzkräften von Polizei, Feuerwehr und Zivilschutz wurde eine Quellensuchübung durchgeführt. Dabei konnten zwei ausgelegte ^{137}Cs Quellen aus der Luft lokalisiert und identifiziert werden. In der Nähe des Flugplatzes von Locarno durchgeführte Bodenmessungen mit in situ Gammaspektrometrie (Labor Spiez und Institut de Radiophysique Apliquée (IRA)) und Dosisleistungsmessgeräten (Labor Spiez, IRA, SueR, HSK) bestätigten die gute Kalibration des Aeroradiometriesystems. Als Ergänzung zu Profilen früherer Jahre erfolgte ein Messflug durch die Schweiz von der Ajoie zum Mattmark-Stausee. Die Resultate der aeroradiometrischen Messung zeigten durch Geologie und Topographie verursachte Variationen. Die tiefsten Werte wurden über dem Bielersee, dem Schwarzgletscher beim Balmhorn und dem Mattmark-Stausee registriert. Bei einer Messung im Zusammenhang mit der Gesamtnotfallübung KRONOS II wurden an einer Stelle nordwestlich von Winterthur lokal erhöhte ^{137}Cs-Aktivitäten registriert, die vermutlich auf Tschernobyl-Fallout zurückzuführen sind.

Im Auftrag der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) wurde die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen und Mühleberg aeroradiometrisch vermessen. Wie in früheren Jahren konnte in der Umgebung des Kernkraftwerks Gösgen mit Ausnahme von Tschernobyl-Fallout keine durch Menschen verursachte Radioaktivität festgestellt werden. Das Kernkraftwerk Mühleberg wurde wie erwartet anhand der Strahlung des Aktivierungsproduktes ^{16}N detektiert. Ausserhalb der Werkareale wurde wie in früheren Jahren keine erhöhte Radioaktivität gemessen.

[1] MMGC- Ratio: Man-Made-Gross-Count-Ratio: Verhältnis zwischen dem untere und oberen Energiebereich des Gamma-Spektrums.

3.3.1 Einleitung

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

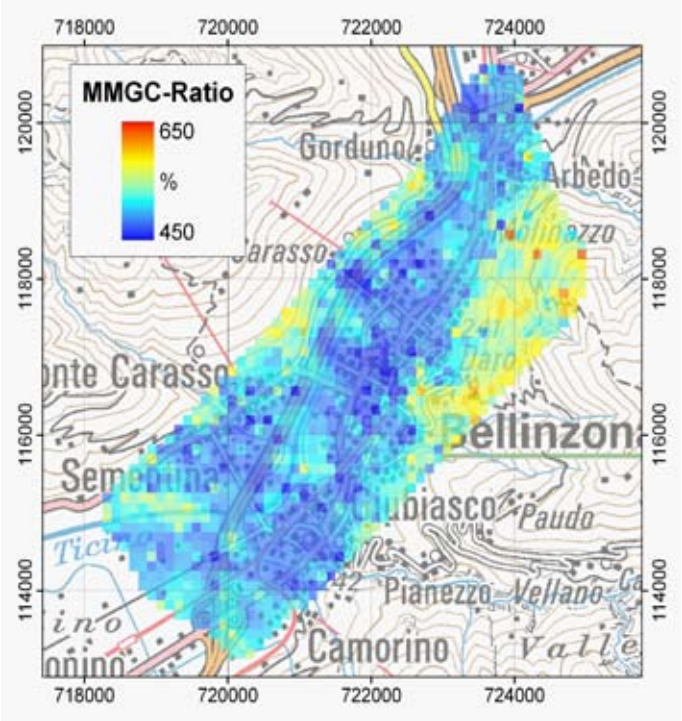
Die Aeroradiometrie wurde im Jahre 1994 in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ).

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

Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit 2004 durch das Paul Scherrer Institut (PSI). In den Jahren 2004 und 2005 wurden die Messsysteme erneuert und dabei die online Software in die Messsysteme integriert.

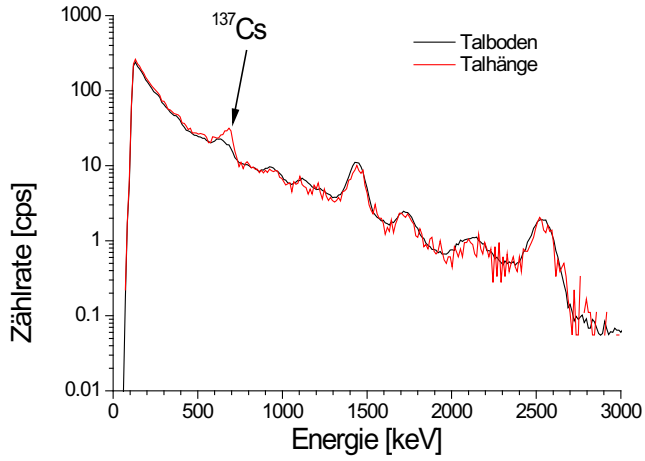
3.3.2 Flugaufnahmen 2005

Nachdem 2004 mit Davos und Lausanne erstmals Stadtgebiete aeroradiometrisch vermessen wurden, erfolgte 2005 die Vermessung der Stadt Bellinzona. Dabei zeigten sich vor allem entlang der Talhänge erhöhte ^{137}Cs Aktivitäten, die einerseits im nach Schwarz et al. (1991) modifizierten MMGC-Ratio [1] (Figur. 1) wie auch in den Spektren (Figur. 2) deutlich erkannt werden konnten. In den besiedelten und bebauten Gebieten wurden die tiefsten Werte innerhalb des überflogenen Gebietes gemessen. Das gemessene ^{137}Cs an den Talhängen stammt mit grösster Wahrscheinlichkeit vom Tschernobyl-Fallout.



Figur 1: MMGC-Ratio im Messgebiet Bellinzona. Kartendaten PK200 © (DV316.2) swisstopo.

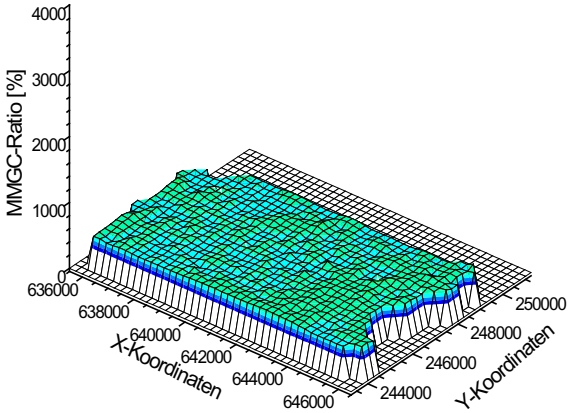
Vergleicht man das über die Talhänge gemittelte Spektrum mit dem aus der Talebene, erkennt man einen klaren Unterschied bei 662 keV (Figur. 2). Dies entspricht der Photonenemission von ^{137}Cs. Im restlichen Spektrum finden sich dagegen nur geringe Unterschiede.



Figur 2: Vergleich der gemittelten Spektren entlang der Talhänge und über der Talebene.

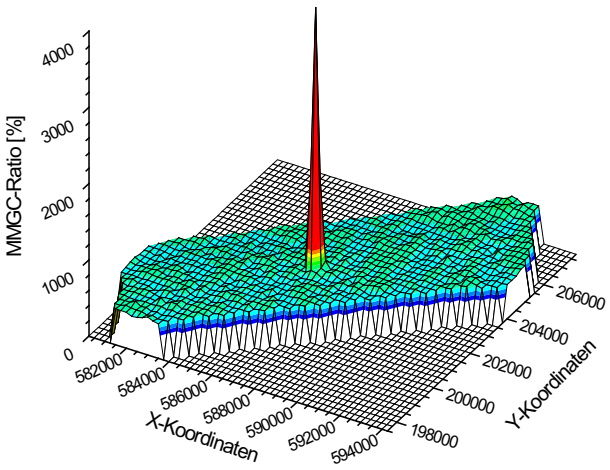
Neben Bellinzona wurden im Tessin noch weitere Messgebiete untersucht. Sowohl bei Monte Laura wie auch bei Coglio konnten dabei räumlich eng begrenzte Gebiete mit erhöhten ^{137}Cs-Aktivitäten lokalisiert werden. Bei zwei Deponien in der Magadinoebene und bei Bodio wurden hingegen keine erhöhten Cäsiumaktivitäten festgestellt.

Zur Überprüfung der Kalibration des Aeroradiometriesystems wurden 2005 Bodenmessungen mit in Situ Gammaspektrometrie (Messequipen des Insitut de radiophysique appliquée (IRA) und des Labors Spiez) und Dosisleistungsmessgeräten (Messequipen des IRA, des Labors Spiez, der HSK und der SueR) durchgeführt. Die Resultate der Aeroradiometrie stimmten innerhalb der Messunsicherheiten gut mit den Resultaten der in situ Gammaspektrometrie überein.

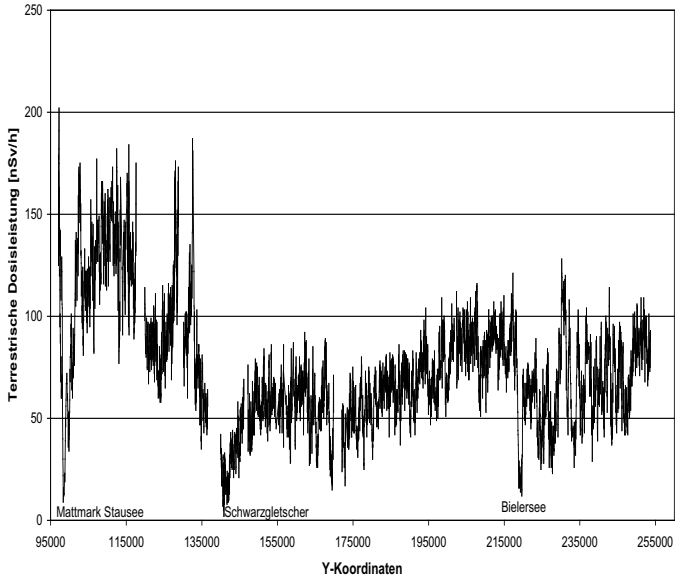


Figur 3: MMGC-Ratio im Messgebiet KKG.

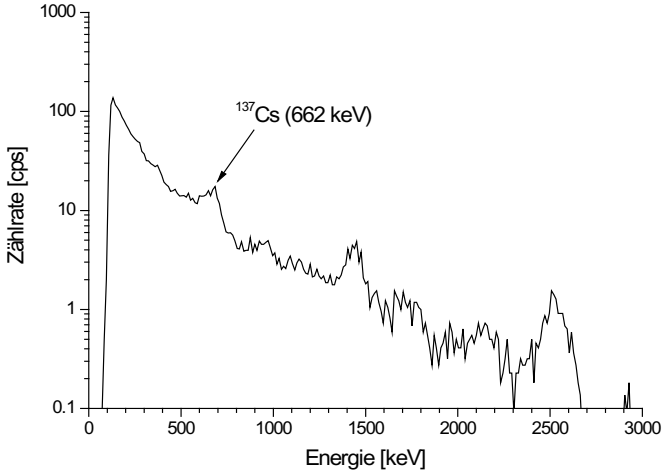
Turnusgemäss wurden die Umgebungen der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) aeroradiometrisch vermessen. Wie bereits in früheren Jahren konnte das KKG aeroradiometrisch nicht detektiert werden (Figur 3). Das KKM konnte anhand von hochenergetischer Photonenstrahlung detektiert werden. Diese Strahlung wird durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut detektiert werden. In Figur 4 ist das MMGC-Ratio im Gebiet KKM dargestellt, mit welchem das KKM deutlich anhand der erhöhten Werte erkannt werden kann.



Figur 4: MMGC-Ratio im Messgebiet KKM. Die rote Spitze liegt über dem Standort des KKM.

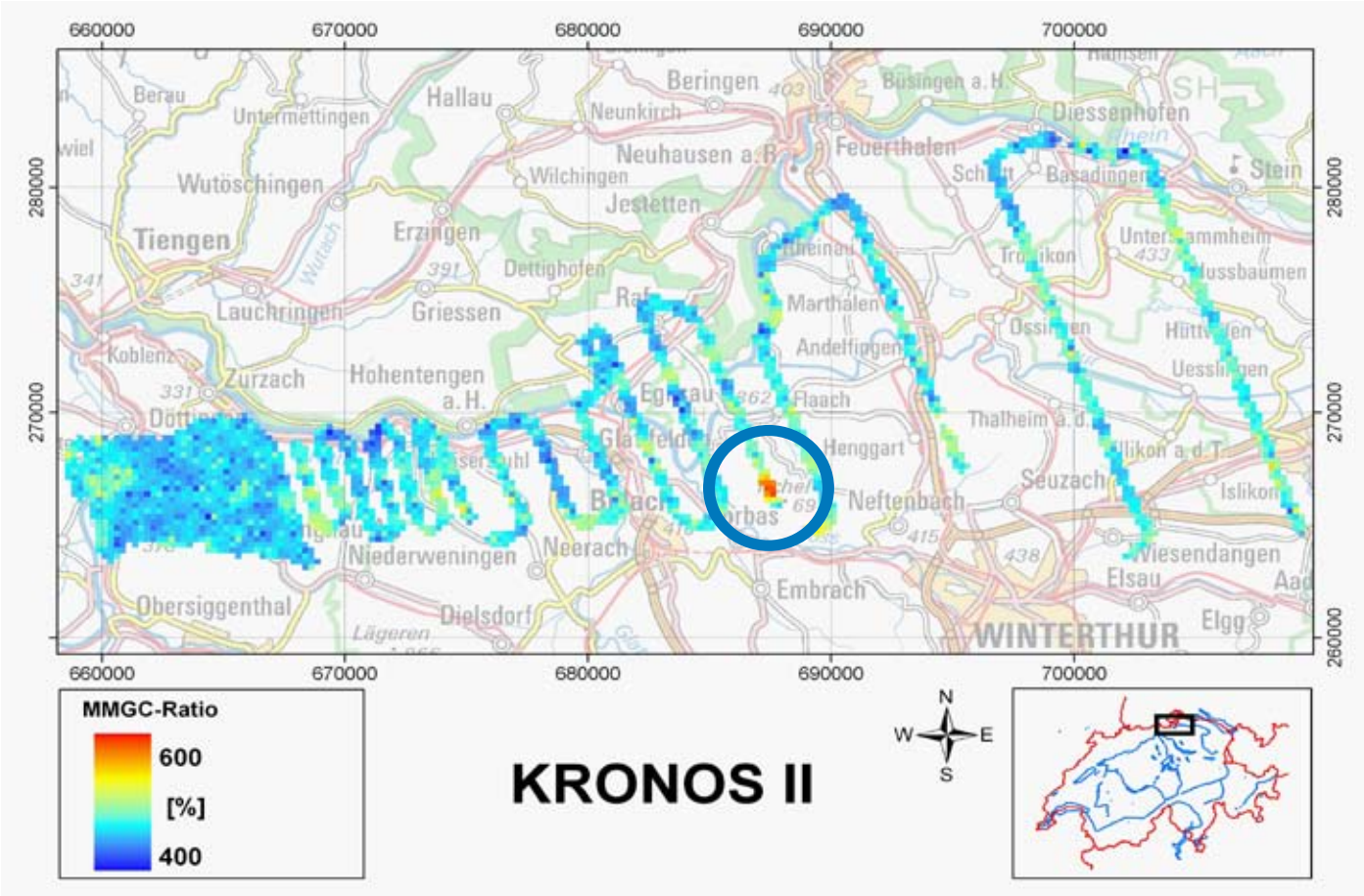


Figur 5: Terrestrische Dosisleistung entlang des Profils von der Ajoie zum Mattmark-Stausee.



Figur 7: Gemitteltes Spektrum im Bereich der Anomalie nordwestlich von Winterthur.

Im Jahre 2005 wurde ergänzend zu Messprofilen früherer Jahre ein weiteres Profil durch die Schweiz aeroradiometrisch vermessen. Die Resultate entlang der Linie von der Ajoie zum Mattmark-Stausee spiegelten vor allem die geologischen Verhältnisse wider. Bei den terrestrischen Dosisleistungen, welche nur den Beitrag des Untergrundes zur Dosisleistung berücksichtigen, wurden die höchsten Werte im Saasertal bestimmt. Diese werden durch höhere Aktivitäten der natürlichen Radionuklide (^{40}K, ^{238}U- und ^{232}Thorium-Reihe) in Gneisen der kristallinen Deckenkerne des Penninikums verursacht. Die tiefsten terrestrischen Dosisleistungen wurden über dem Bielersee, dem Schwarz-



Figur 6: MMGC-Ratio im Messgebiet für KRONOS II. Deutlich ist der rote Fleck nordwestlich von Winterthur zu sehen. (siehe Kreis)

gletscher beim Balmhorn und dem Mattmark-Stausee gemessen (Figur. 5). Messpunkte mit Flughöhen grösser 250 m über Grund wurden nicht berücksichtigt. Über das ganze Profil wurden keine erhöhten ^{137}Cs-Aktivitäten festgestellt.

Im Zusammenhang mit der Gesamtnotfallübung KRONOS II wurde ein Flugverfahren getestet, mit dem in der Bodenphase in kurzer Zeit die räumliche Ausdehnung der grössten Kontaminationen eingegrenzt werden können. Da mit wachsendem Abstand vom Abgabeort geringere räumliche Variationen zu erwarten sind, wurden die Abstände zwischen den Fluglinien schrittweise von 250 m nahe beim KKB auf 5 km östlich von Winterthur erhöht. Die Resultate (Figur 6 und Figur 7) dieses Messfluges wiesen nordwestlich von Winterthur zwischen Freienstein-Teufen und Buch am Irchel auf erhöhte ^{137}Cs-Aktivitäten hin. Bisher konnte diese Anomalie jedoch mit einer Bodenmessung der in-situ-Gamma-Spektrometrie nicht bestätigt werden.

3.3.4 Literatur

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

Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.

Schwarz, G. F., Klingelé, E. E., Rybach, L., 1991: Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen. Bericht für das Jahr 1991 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 4
Umwelt

Chapitre 4
Environnement

Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets **30**
Résumé 30
4.1.1 Air 30
4.1.2 Précipitations 35
4.1.3 Rivières 35
4.1.4 Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération 35
Kapitel 4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen **37**
Zusammenfassung 37
4.2.1 Ziele 37
4.2.2 Methoden 37
4.2.3 Kernanlagen 37
4.2.4 Andere Betriebe 42
Chapitre 4.3 Radioactivité du sol et de l'herbe **44**
Résumé 44
Introduction 44
Résultats de la surveillance 45
Conclusions 48
Kapitel 4.4 Natürliche "hot-spots" in den Grundwässern **49**
Zusammenfassung 49
a) Karte der "hot-spots" 49
b) "Source de Leytron" 50

Chapitre 4.1
Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets

S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle
Section surveillance de la radioactivité, SUeR/OFSP
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement obtenus en 2005 n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Seules des traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air et dans les précipitations, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération.

4.1.1 Air

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

Les aérosols sont collectés en continu et les filtres des stations à moyen débit situées aux environs des centrales nucléaires sont mesurés mensuellement, alors que ceux des stations à haut débit le sont de façon hebdomadaire. Les filtres des autres stations à moyen débit ne sont mesurés que sur demande où en cas de nécessité. Dans le cas des stations RADAIR, les mesures s'effectuent en continu et les résultats sont envoyés toutes les 30 min, permettant une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité. Pour les trois systèmes de surveillance, les limites de détection suivantes sont atteintes :

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

Voisinage des centrales nucléaires (voir aussi Chap. 8)
Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösgen et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2005, à l'exception de traces de ^{137}Cs (0.6 à 1.5 microBq/m^3) attribuables à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl. Des traces de ^{60}Co supérieures à la normale (9 microBq/m^3) ont été mesurées sur les filtres aérosols du voisinage de la centrale de Mühleberg en septembre. Son origine a pu être attribuée à une contamination accidentelle en ^{60}Co du filtre dans les laboratoires de la centrale avant son envoi pour mesure au laboratoire de Fribourg (voir Chapitre 8.3). Pour toutes ces stations, les radionucléides naturels ^{7}Be et ^{210}Pb, avec des valeurs comprises respectivement entre 0.8 et 3.4 et entre 0.3 et 3.8 mBq/m^3, sont nettement prépondérants.

Collecteurs d'aérosols à haut débit
Les concentrations de différents radionucléides mesurées dans les filtres à aérosols provenant des 5 collecteurs à

haut débit (High Volume Sampler) sont disponibles en ligne à l'adresse suivante : http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02372/02378/index.html?lang=fr Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés par poste au laboratoire de Fribourg où ils sont analysés par spectrométrie gamma.

En résumé, pour l'année 2005, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radioéléments d'origine naturelle ^{7}Be et ^{210}Pb prédominent. Des valeurs comprises entre 0.8 et 7.2 et entre 0.15 et 1.8 mBq/m^3 ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de ^{22}Na, également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 1 microBq/m^3). Le ^{137}Cs, attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais atomiques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations. Les activités mesurées pour cet isotope sont toutefois très faibles (au maximum 3 microBq/m^3). 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 0.4 et 2.4 microBq/m^3) et de ^{24}Na (9 à 16 microBq/m^3). Ces radionucléides sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Des traces de ^{24}Na (entre 5.6 et 6.2 microBq/m^3), de ^{131}I (entre 0.3 et 0.4 microBq/m^3) et de ^{60}Co (0.4 microBq/m^3) 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/m^3 pour le ^{131}I; 100 Bq/m^3 pour le ^{24}Na et 1.7 Bq/m^3 pour le ^{60}Co) et ne présentent aucun danger du point de vue radiologique.

RADAIR.
Réseau automatique de surveillance de l'air

a) Les améliorations apportées en 2005

Un moniteur d'aérosols FHT59S, nouvelle version, a été acquis en vue de compléter le réseau de surveillance en haute altitude. Le logiciel de me-sure est quasiment identique, l'algorithme de calcul par compensation n'a pas changé, par contre l'unité d'avance du filtre a considérablement évolué offrant une maintenance plus aisée. En attendant son site définitif, cet instrument est installé provisoirement à Fribourg. En raison de la construction d'une nouvelle école, le collecteur de Vaduz a été déplacé du centre scolaire et installé au bord de la route cantonale Vaduz – Triesen.

Les travaux de migration vers Win 2k de la centrale RADAIR et des moniteurs aérosols, fonctionnant actuellement avec Win 3.11, ont été poursuivis. Du côté ligne de communication, l'accès aux moniteurs par un protocole de transmission plus évolué (VPN) est en cours d'acceptation avec le BIT (Office fédéral de l'informatique et de la télécommunication). Dès que ces lignes seront équipées de l'ADSL, la nouvelle centrale RADAIR sera testée et mise en production. Les moniteurs seront alors successivement migrés et équipés avec la nouvelle application de mesure.

En cas d'augmentation de la concentration bêta artificielle à plus de 30 Bq/m^3, les moniteurs de mesures sont configurés pour envoyer automatiquement un message à la centrale nationale d'alarme (CENAL). Actuellement, tous les moniteurs, à l'exception de celui de Vaduz sont raccordés. Afin de vérifier ce canal de transmission, une simulation d'alarme sur chaque moniteur raccordé est effectuée régulièrement en collaboration avec la CENAL.

Pour terminer, notons que les travaux préparatifs ont été effectués en 2005 en vue de la certification du réseau de mesures RADAIR.

b) Les mesures

Aérosols : Depuis juillet 2005, avec quelques mois de retard par rapport au planning initial, les activités α/β totales, mesurées par les moniteurs RADAIR, peuvent être consultées en temps réel sur Internet, à l'adresse www.radair.ch. Une mise à jour des données s'effectue toutes les 30 minutes. Sur la page d'accueil, une carte de la Suisse avec les emplacements des 11 stations du réseau RADAIR est représentée. Sur cette carte sont affichées, sous forme graphique et numérique, les dernières valeurs disponibles des concentrations totales α et β de chacune des stations. Pour chaque station, une page rétrospective permet d'accéder aux moyennes journalières des concentrations relevées au cours des 60 derniers jours.

Figure 1: 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.

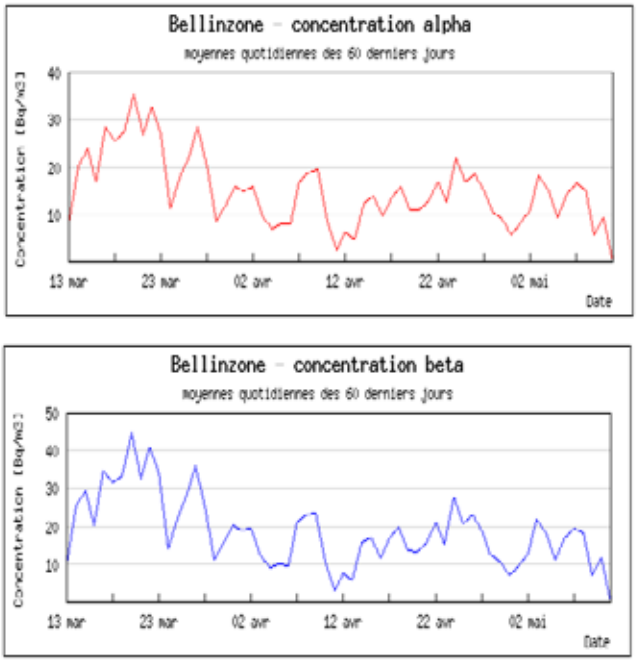


Figure 2: Page rétrospective indiquant les moyennes journalières des concentrations alpha totale et bêta totale relevées au cours des 60 derniers jours, pour une station RADAIR particulière.

Les concentrations α totales sont supposées d'origine naturelle. Les concentrations β totales peuvent, quant à elles, contenir, en plus de la contribution naturelle, une contribution d'origine artificielle après un accident libérant de la radioac-tivité dans l'atmosphère. Les concentrations α et β totales mesurées par les moniteurs RADAIR sont donc traitées à l'aide d'un algorithme de compen-sation afin de déterminer la contribution β d'origine artificielle, qui constitue la grandeur d'intérêt.

La figure 3 montre les concentrations α naturelles et les concentrations β artificielles compensées, enregistrées en 2005 pour les stations de La Chaux-de-Fonds, Bellinzona, Güttingen et de Weissfluhjoch. En hiver, en raison de l'inversion thermique plus marquée qu'en été, ainsi que par sa situation géographique, la station de Bellinzona enregistre des concentrations alpha naturelles atteignant jusqu'à 90 Bq/m³. Les valeurs maximales des stations comme Güttingen et La Chaux-de-Fonds sont de l'ordre de 30 à 40 Bq/m³. Pour les stations d'altitudes, comme Jungfraujoch et Weissfluhjoch, ces concentrations restent en dessous de 20 Bq/m³. Les concentrations α naturelles supérieures à 20 Bq/m³ enregistrées en 2005 à la station de Weissfluhjoch, proviennent de la mesure d'un mélange d'air extérieur et intérieur suite à la rupture d'une membrane.

En 2005, les concentrations bêta artificielles sont généralement restées en dessous des limites de détection, malgré les fortes fluctuations diurnes–nocturnes de radioactivité naturelle allant de 5 à 90 Bq/m³ suivant les sites. En raison de la présence irrégulière de Radon sur le sol suisse, les limites de détection pour les concentrations β artificielles ne sont pas identiques pour tous les sites. Ainsi, comme le montrent les histogrammes de la figure 3, une augmentation de la radioactivité β artificielle plus petite que 0.4 Bq/m³ à 1 Bq/m³ n'est pas décelable par les moniteurs situés en plaine, malgré une compensation adéquate. Cette limite s'abaisse entre 0.1 et 0.2 Bq/m³ pour les stations d'altitude. Les problèmes rencontrés à la station de Weissfluhjoch, mentionnés plus haut, sont également à l'origine des valeurs supérieures à 0.15 Bq/m³ obtenues pour la concentration β moyenne compensée.

Iode: Les trois moniteurs de Fribourg, du PSI et de Bellinzona, mesurant l'iode gazeux (^{131}I), n'ont pas décelé de valeurs supérieures à la limite de détection de 0.1 Bq/m³. Les débits des 3 stations ont été doublés ce qui a permis d'abaisser la limite de détection de 0.15 à 0.1 Bq/m³. La figure 4 montre l'histogramme de la concentration moyenne calculée du ^{131}I pour les stations de Fribourg et du PSI.

Moniteur spectroscopique: les résultats obtenus à l'aide du moniteur spectroscopique de la station de Fribourg ont 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 24h.

c) Les pannes

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement s'est situé en 2005 entre 95 et 99 % suivant les stations. D'une manière générale, après 10 ans de fonctionnement, les PC de mesures commencent à vieillir et à présenter régulièrement des pannes. De plus, les liaisons entre la technologie encore utilisée (Win 3.11, 16 bits) et les standards actuels (Win 2k, 32 bits) deviennent difficiles. C'est pourquoi il est urgent d'effectuer la mise à jour de toute la plateforme informatique du réseau RADAIR. Quatre stations (BEL, CDF, GVE et VAD) ont, par ailleurs, eu des pannes de communications répétées.

La détection d'avance du filtre a été améliorée en changeant les capteurs et la résolution angulaire du mouvement de la bobine.

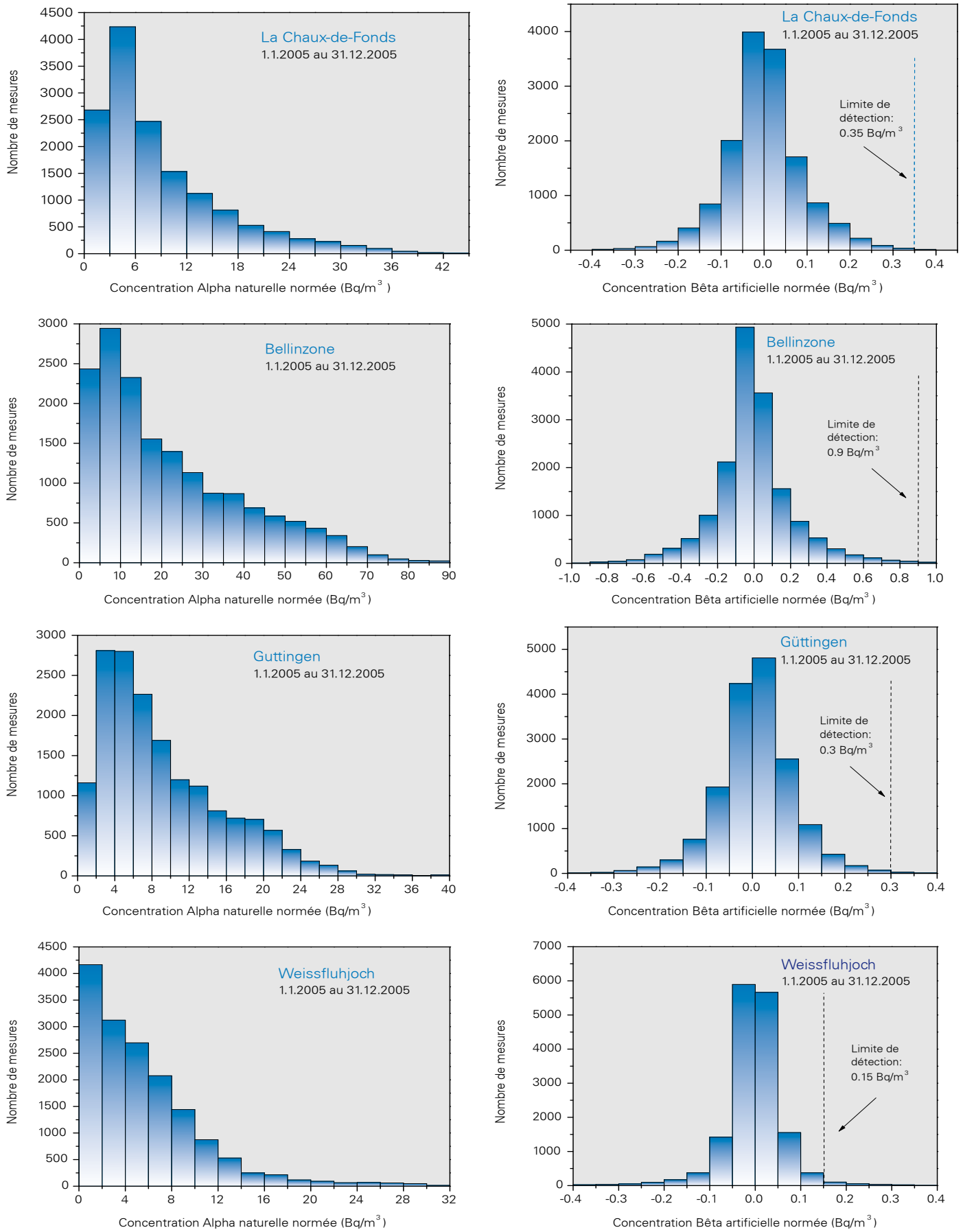
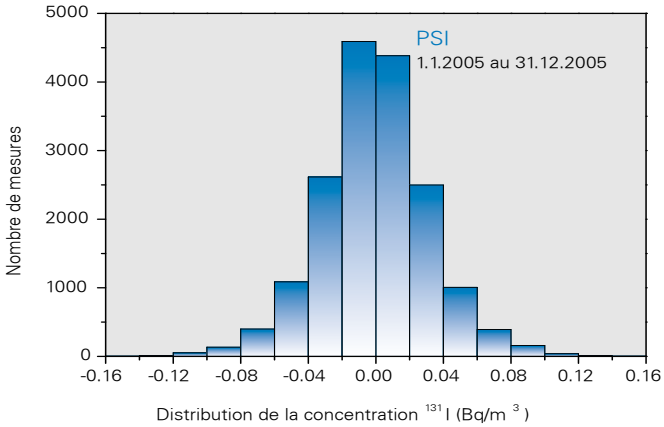


Figure 3: Histogrammes des concentrations alpha naturelles et des concentrations bêta artificielles compensées des stations de La Chaux-de-Fonds, Bellinzona, Güttingen et Weissfluhjoch.



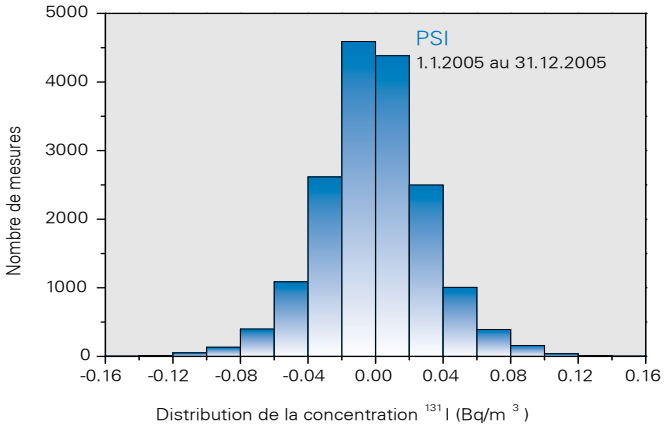


Figure 4: Histogrammes de la concentration moyenne du ^{131}I des stations de Fribourg et du PSI

Photo 1: Pluviomètre près de Davos (GR)

Photo 3: Collecteur d'aérosols à grand débit de Güttingen/ TG (500 à 700 m³/h; type ASS-550)

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)

4.1.2 Précipitations

Des échantillons de pluie ont été collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos, Cer-nier/NE, Fribourg, Locarno-Monti et La Val-sainte/FR) et mesurés chaque mois. A l'exception de traces de ^{137}Cs à Locarno-Monti (jusqu'à 9 mBq/l), aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté au cours de l'année 2005. Des valeurs comprises entre 0.1 et 2 Bq/l ont été mesurées pour le ^{7}Be naturel.

Les concentrations de tritium (^{3}H) mesurées dans les pluies de Fribourg sont inférieures à 3 Bq/l. Les activités en ^{3}H des échantillons de pluie récoltés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt sont semblables à celles de la station de référence de Fribourg (valeur maximale respective de 3.0, 4.0 et 4.1 Bq/l pour ces stations). Des valeurs légèrement plus élevées (comprises entre 8 et 18 Bq/l) ont été mesurées dans les précipitations des environs de la centrale de Beznau en début et en fin d'année (voir Chap. 8.3). La concentration maximale du ^{3}H détectée dans les précipitations du PSI s'est élevée à 9 Bq/l (valeur médiane de 5 Bq/l).

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 ^{3}H dans les précipitations. Les résultats sont résumés dans le tableau 1. A Niederwangen, l'activité du ^{3}H dans l'humidité de l'air a également été mesurée tous les 14 jours (Figure 5). Les valeurs mesurées se situent entre 2 et 14 Bq/m^{3} avec une valeur moyenne de 6.6 Bq/m^{3}.

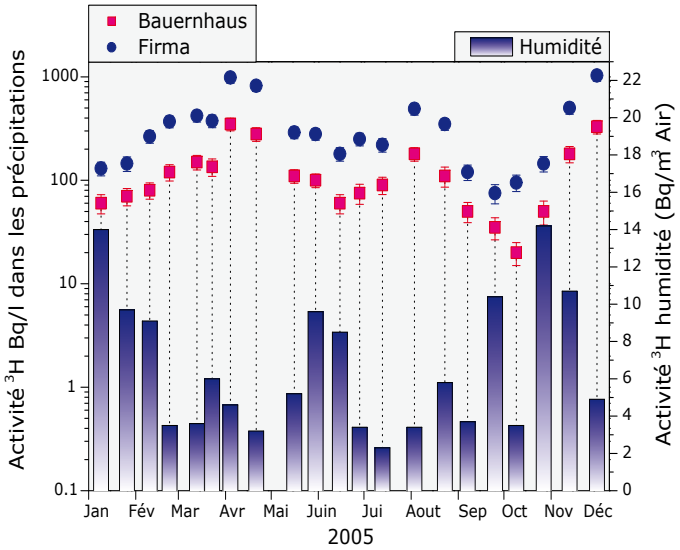


Figure 5: Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) à Niederwangen/BE.

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	1 - 11	3.3
Teufen/AR 65 m E Firma TCT	30 – 770	300
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	20 – 350	130
Garage 200 m SW de l'entreprise	25 – 370	120
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	35 – 380	150
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	80 – 1000	360

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. Les activités des émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étu-diées au Chap. 4.2.

Les activités moyennes du tritium mesurées en 2005 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 2.5 Bq/l. La concentration moyenne du ^{3}H me-surée dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, est de 2.3 ± 1.2 Bq/l, avec une valeur maximale de 5 ± 1 Bq/l en avril. On trouvera un résumé des valeurs de ^{3}H mesurées dans les précipitations et les rivières au Chap. 7.1.

Dans le Doubs, à St-Ursanne, les concentrations de ^{3}H sont toujours légèrement plus élevées, avec une moyenne de 4 Bq/l (valeurs comprises entre 1.5 et 14 Bq/l), mais sont en baisse régulière depuis une dizaine d'années.

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

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne,

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

En 2005, trois pics de concentration de ^{3}H dépassant les 100'000 Bq/l (valeurs maximales respectives de 183'000 Bq/l, 350'000 Bq/l et 460'000 Bq/l) ont été observés dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle. Deux autres pics de concentration, certes plus faibles, mais dépassant tout de même les 10'000 Bq/l, (valeurs maximales de 42'000 Bq/l et 50'000 Bq/l) ont également été détectés. Ces pics de concentration ont eu lieu sur de courtes périodes (1 ou 2 jours consécutifs). Ce phénomène avait déjà été observé en 2003 et en 2004. Malgré les recherches menées par le laboratoire cantonal de Bâle-Ville en collaboration avec l'OFSP, son origine n'a malheureusement toujours pas été éclaircie. La combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois une explication possible. Notons encore que les eaux de lavage des fumées sont ensuite diluées dans les eaux de la station d'épuration, avant d'être rejetées dans le Rhin. Le tableau 2 montre que les concentrations de ^{3}H dans les échantillons hebdomadaires d'eau de la STEP de Bâle n'ont pas dépassé les 20 Bq/l. Les pics de concentration observés dans l'eau de lavage des fumées de la station d'incinération n'ont ainsi pas contribué à une augmentation significative de la teneur en ^{3}H des eaux du Rhin. En effet, en janvier, août et novembre, où ces pics de concentration ont été observés, les concentrations mensuelles en ^{3}H mesurées dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures ou égales à 2 Bq/l.

Les valeurs de tritium 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 2005, la charge en tritium à la sortie de la STEP de la Chaux-de-Fonds est estimée à 2 TBq. Après une constante diminution observée au cours des années nonante (42 TBq en 1990, 4.2 TBq en 2000), cette valeur s'est stabilisée depuis 2002.

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

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	^{131}I	52	< 0.1 - 0.75	0.21	---
		^{3}H	52	2 – 20	4.8	5.3
Incinération Bâle		^{131}I	53	< 0.2 – 1.7	---	---
		^{3}H	342	10 – 460'000	442	4664
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	52	< 0.1 – 1.7	0.23	---
	SUER	^{3}H	12	< 10	---	---
Incinération Bienne	SUER	^{3}H	52	< 10 - 1400	35	110
STEP La Chaux-de-Fonds	SUER	^{3}H	52	< 10 - 4300	100	270
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	47	< 0.8	---	---
		^{3}H	11	< 3 – 10	---	---
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	52	< 0.5	---	---
	SUER	^{3}H	13	1.1 – 2.2	1.4	---

Kapitel 4.2.
Radioaktivität in aquatischen Systemen

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

Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{60}Co und ^{54}Mn von Mühleberg, ^{58}Co von Beznau und ^{137}Cs vom Tschernobylunfall nachgewiesen. In den Sedimentfallenproben von Hagneck wurden zusätzlich noch vereinzelt ^{65}Zn und einmal ^{134}Cs gefunden, vor allem nach den Revisionen. Im Rhein oberhalb der Aaremündung konnten keine künstlichen Radionuklide festgestellt werden. In Fischen waren ^{40}K und in einem Fall Spuren von ^{137}Cs nachweisbar, in Wasserpflanzen ^{40}K und geringe Spuren von ^{60}Co und ^{137}Cs. Messungen am Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Auch im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine künstlichen Radionuklide gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz dagegen zeigten zwei Monatsproben Spuren von ^{137}Cs und eine Monatsprobe ^{131}I (21.4 ± 3.2 Bq/l). Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

4.2.1 Ziele

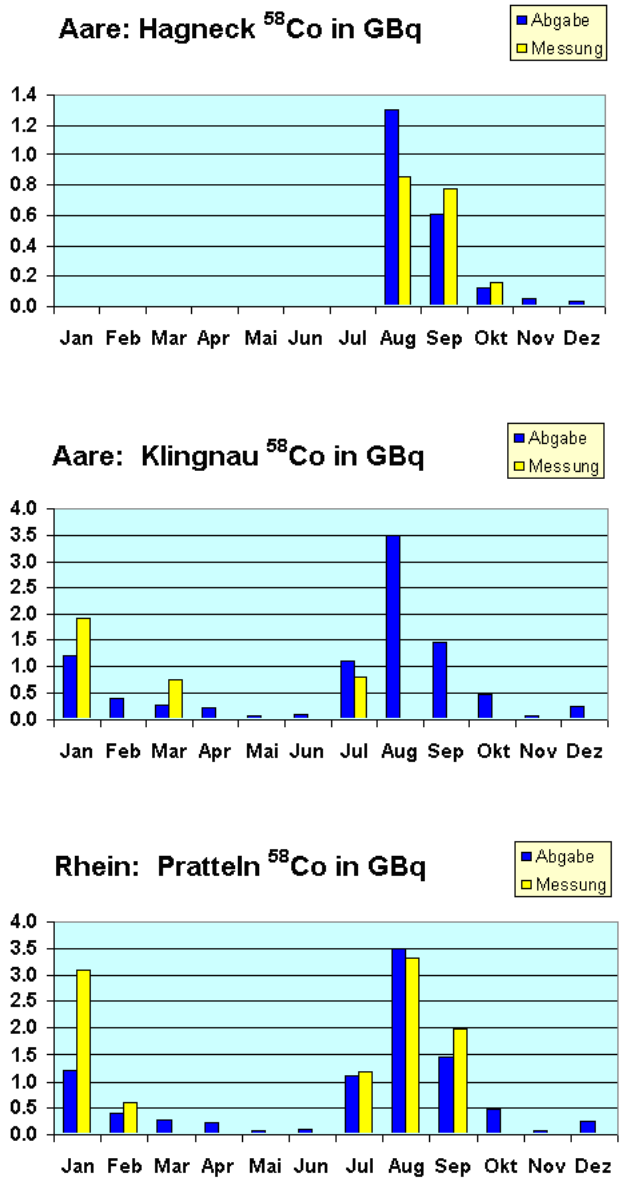
Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über das Abwasser oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Eine kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität in aquatischen Systemen erlaubt es deshalb, frühzeitig Änderungen in den Abgaben der entsprechenden Betriebe zu erkennen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

4.2.2 Methoden

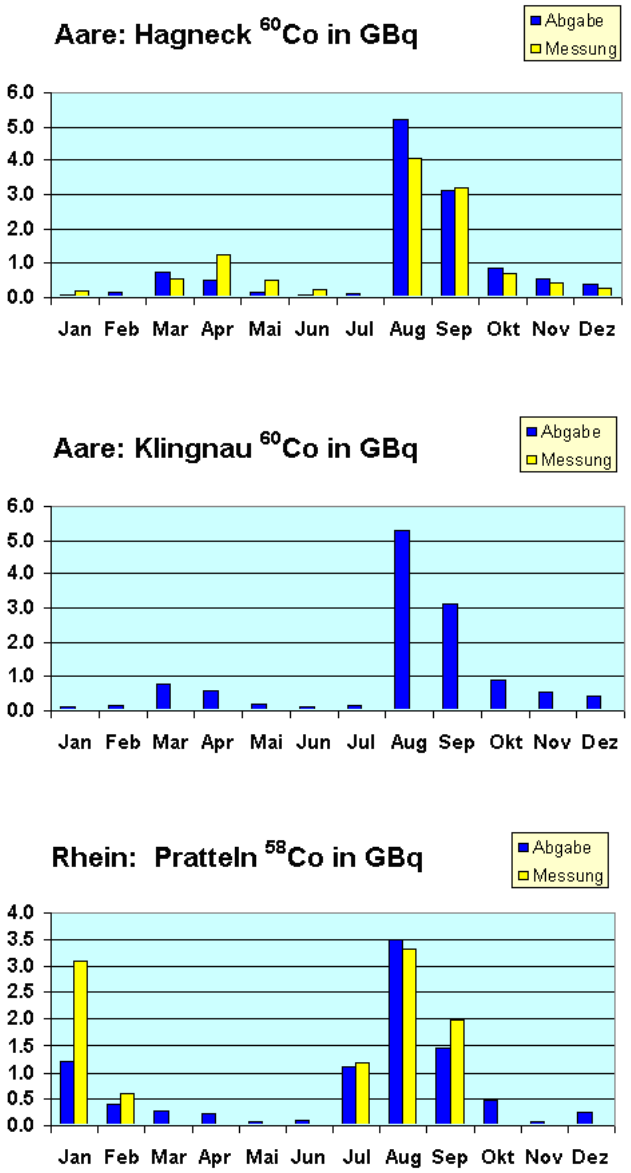
Die Aktivitäten aller in unserem Labor gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaspektroskopie bestimmt. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden 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

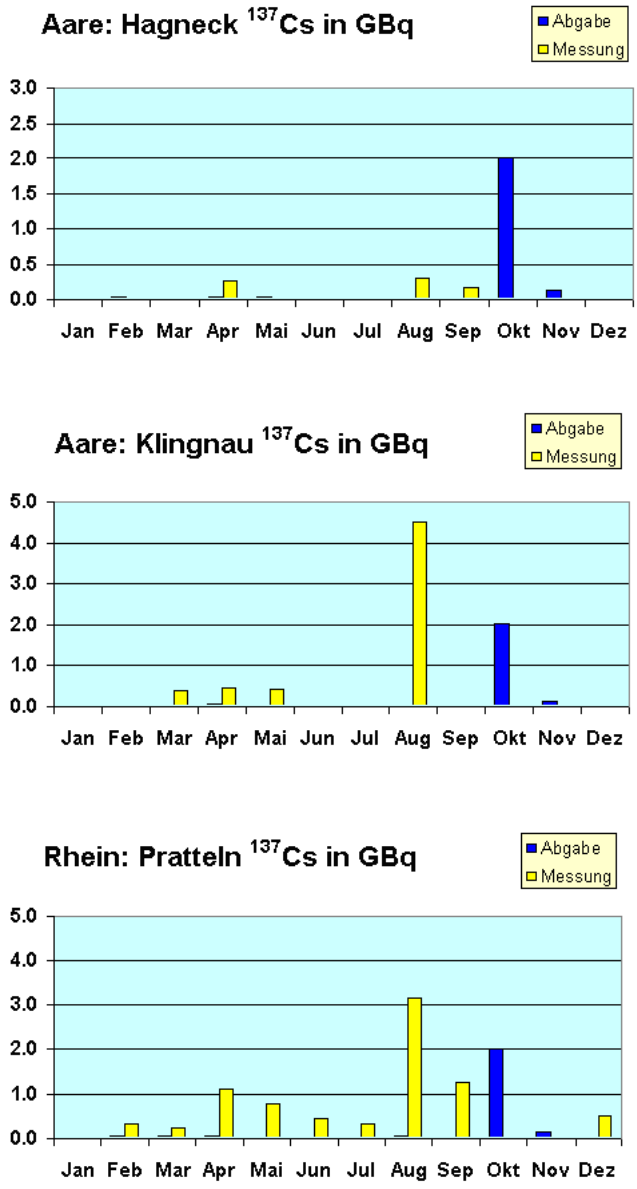
Wasserproben
Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten gesammelt. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen und die Station Pratteln 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 Verstopfungen der Ansaugleitungen und Beschädigungen durch Treibholz zu vermeiden, wurden in den letzten Jahren die Probenahmenstellen in Pratteln und Klingnau saniert. Sie befinden sich jetzt im Gebäude der Hardwasser AG (Pratteln), resp. auf der Unterseite des Stauwehrs (Klingnau). In Hagneck steht ein Umzug ins neu erstellte Probenahmegebäude des BWG kurz bevor.



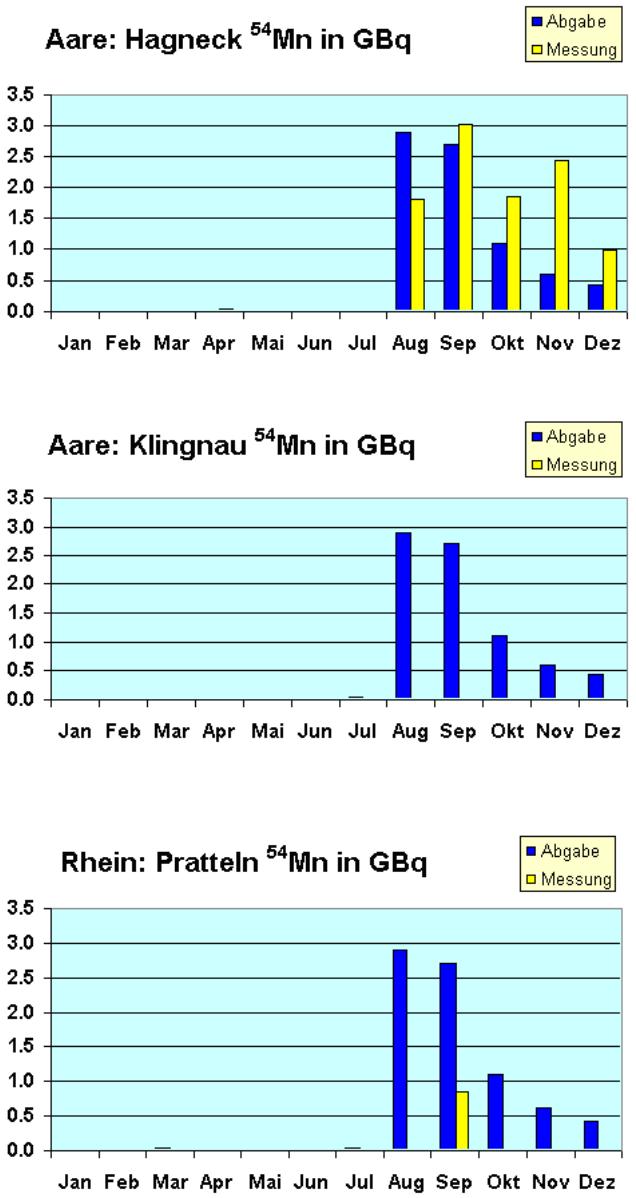
Figur1: ^{58}Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (blau) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten und im Januar. ^{58}Co stammt zum grössten Teil von Beznau.



Figur 2: ^{60}Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg und passen sehr gut mit den Messwerten von Hagneck überein, wenn man berücksichtigt, dass ein Teil des ^{60}Co sedimentiert. Alle übrigen Messwerte liegen unter der Nachweisgrenze mit Ausnahme der Septemberprobe in Pratteln.



Figur 3: ^{137}Cs-Aktivitäten an den drei Probenahmesta-tionen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass ^{137}Cs primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.



Figur 4: ^{54}Mn-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg während der Revision im August und anfangs September.

Die Figuren 1 bis 4 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahme-stationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraft-werken abgegebenen Aktivitäten von ^{58}Co, ^{60}Co, ^{137}Cs und ^{54}Mn zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).

^{58}Co stammt vor allem aus den zwei Kernkraft-werken in Beznau. Die höchsten Aktivitäten wurden in den Sommermonaten gemessen zu den Zeiten der Revisionen (Mühleberg: 7.8.-2.9., Beznau 1: 2.7.-14.7., Beznau 2: 30.7.-10.9.). Aufgrund unserer Messungen haben im Jahr 2005 10.2 GBq ^{58}Co im Rhein die Schweiz verlassen, was rund 10% über der Aktivität liegt, die gesamthaft gemäss HSK von den KKW's abgegeben wurde. Berücksichtigt man noch, dass ein beträchtlicher Teil sedimentiert, so liegt die gemessene Aktivität im Vergleich zu den Abgaben zu hoch. Dies zeigt sich auch in den monatlichen Werten (Figur1).

Im Gegensatz zu ^{58}Co stammt das meiste ^{60}Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision. Die Übereinstimmung zwischen Abgabe und Messung ist unter Berücksichtigung der Sedimentation in Aare und Bielersee gut. Bei den andern Probenahmestationen liegen die Messwerte unter der Nachweisgrenze mit Ausnahme der Septemberprobe in Pratteln.

Im Falle von ^{137}Cs (Figur 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Das Phänomen, das früher schon im Rhein beobachtet wurde, ist nun auch in der Aare sichtbar. Es ist auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

^{54}Mn stammt wie ^{60}Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die höchsten Aktivitäten wurden während der Revision im August und September gemessen.

Bei Hagneck übersteigen die gemessenen Frachten (10.1 GBq) die abgegebenen Mengen (7.9 GBq). Bis Pratteln scheint das meiste ^{54}Mn jedoch zu sedimentieren.

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

Tabelle 1: Gesamtbilanz Pratteln

GBq	^{58}Co	^{60}Co	^{137}Cs	^{54}Mn
Abgabe	9.2	12	2.5	7.9
Messung	10.2	1.6	8.1	0.8
Messung / Abgabe	1.1	0.13	3.24	0.10

Tabelle 1 zeigt einen Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen Aktivitäten mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen.

^{60}Co und ^{54}Mn, die beide vorwiegend vom KKW Mühleberg stammen, werden offenbar zu rund 90% in Aare, Rhein und dem Bielersee sedimentiert.

Umgekehrt wird so gar etwas mehr ^{58}Co exportiert als primär von Beznau abgegeben wird. Dies bedeutet, dass etwas mehr ^{58}Co in Aare und Rhein resuspendiert als sedimentiert wurde. ^{137}Cs stammt nur zu einem geringen Teil aus den KKW's, wie bereits mehrfach erwähnt wurde.

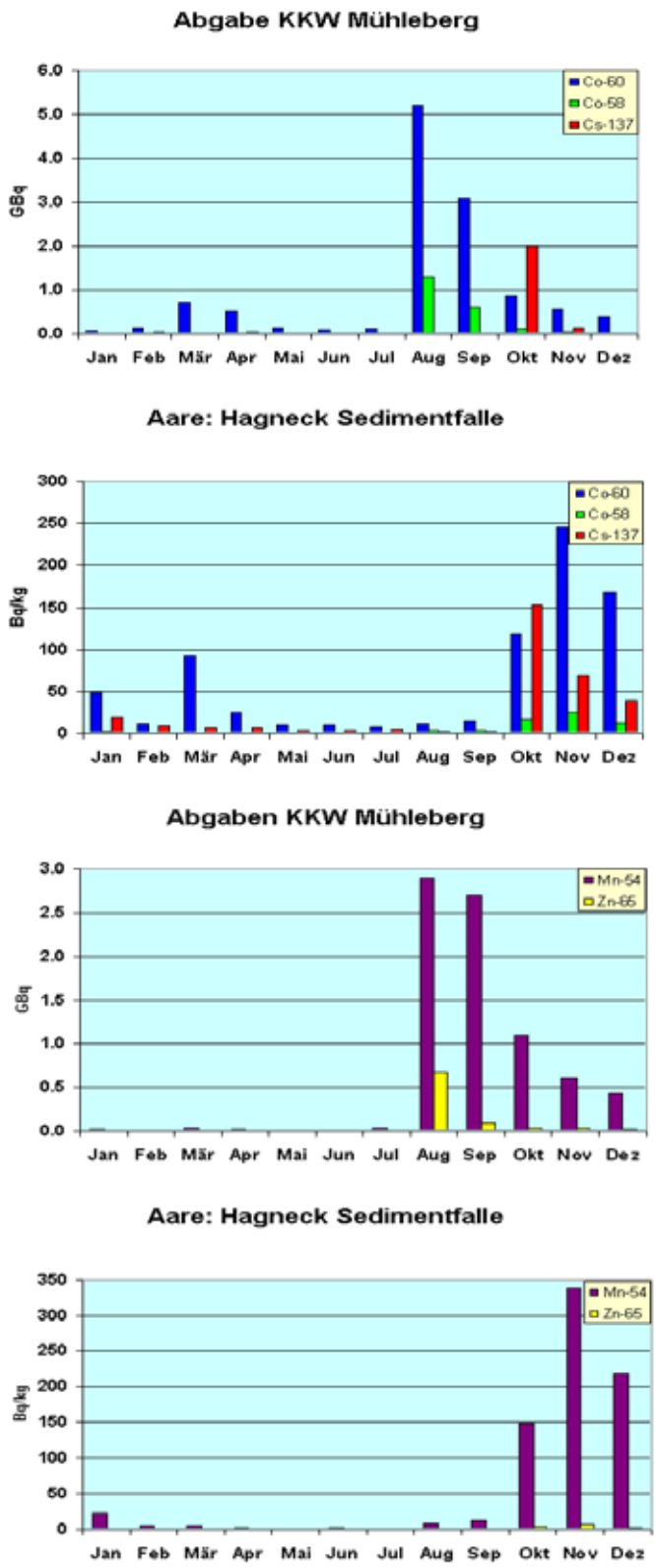
Sedimentproben

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.

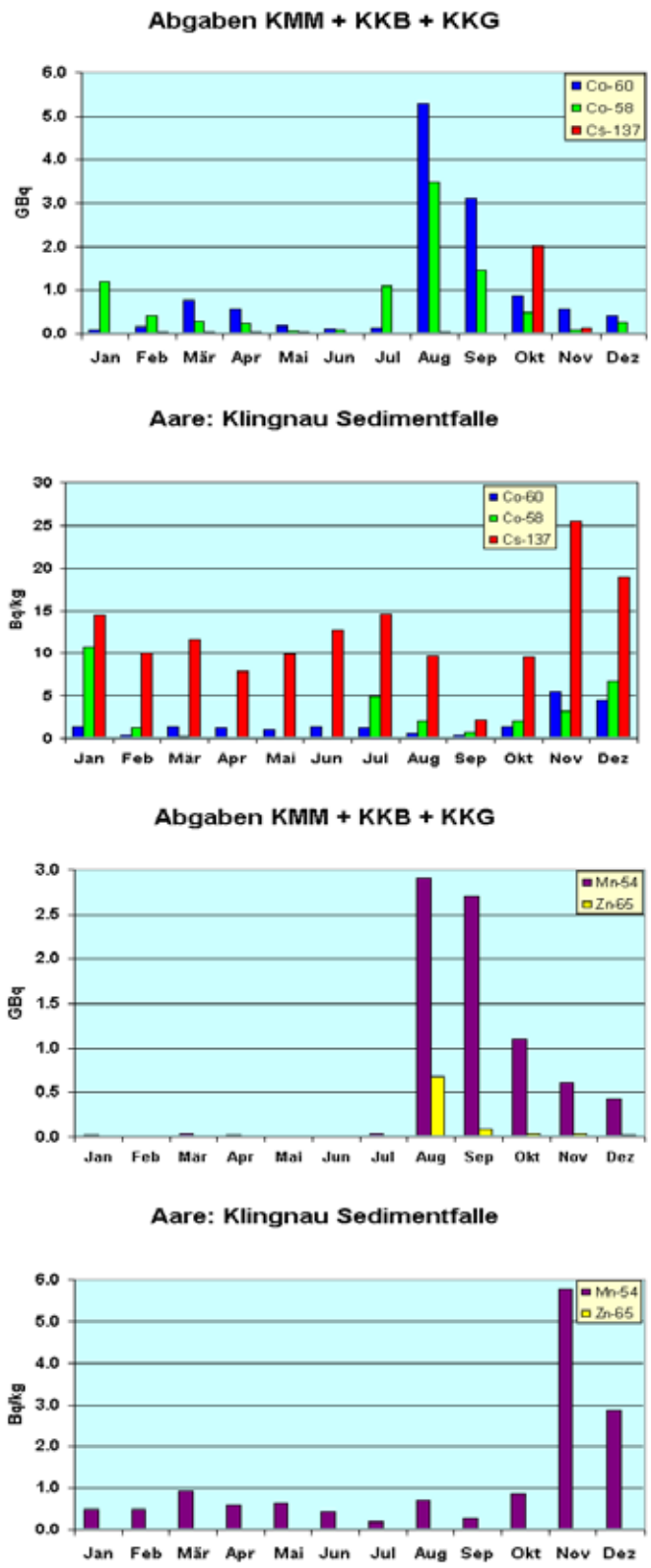
Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 5 bis 7 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in GBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechen-den gefundenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im Juli 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 ^{137}Cs, das auch aus der Umgebung stammt, zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf. Eine Ausnahme bildet ^{58}Co in den Sedimenten von Klingnau und Pratteln, bei denen der höchste gemessene Wert im Januar gefunden wurde als auch im Wasser der Wert hoch war und die Abgabe deutlich übersteigt.

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von ^{60}Co und keine von ^{65}Zn gemessen werden (Figur 6). ^{54}Mn, zeigt generell eine gute Übereinstimmung. Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Ab-gaben findet man bei ^{137}Cs, das, wie bereits erwähnt, auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl Ausfall kontaminiert worden waren.

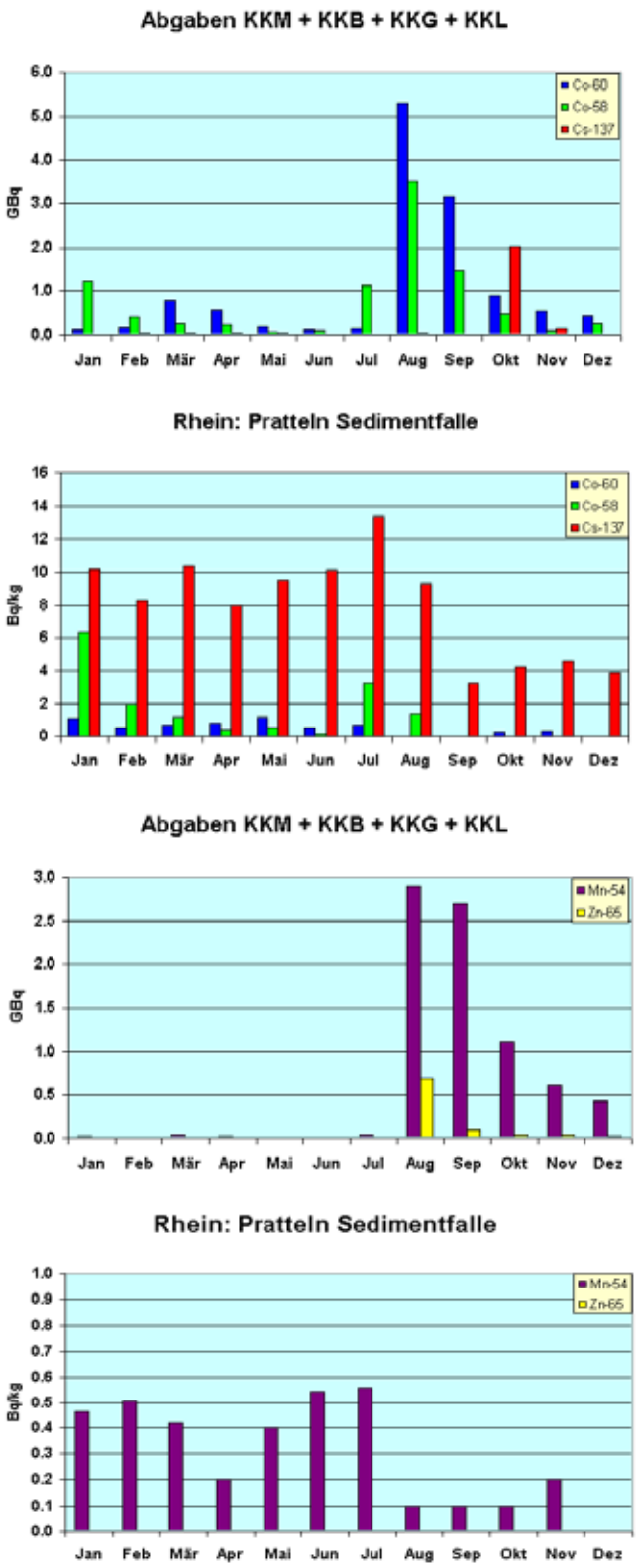
Auch in Pratteln war ^{137}Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcken in Beznau abgegebene ^{58}Co (Juli bis August) war ebenfalls gut nachweisbar, wobei, wie bereits erwähnt, der höchste Wert im Januar gemessen wurde. Die ^{54}Mn-Werte lagen wieder nur wenig über der Nachweisgrenze. ^{65}Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden (< 0,7 – 1.3 Bq/kg).



Figur 5: 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 6: Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs, das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt. Der ^{58}Co Wert von Klingnau scheint im Januar vergleichsweise hoch (s. Text).



Figur 7: Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie in Klingnau. ^{137}Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und ^{58}Co ist erhöht während der Revision der 2 Reaktorblöcke in Beznau. Die ^{65}Zn Werte liegen wie auch bei Klingnau unter der Nachweisgrenze. ^{58}Co ist im Januar im Vergleich mit den Abgaben hoch.

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2005 wurden 3 Fische aus der Aare untersucht, eine Barbe aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg, ein Alet aus der Gegend unterhalb Beznau und zwei Rotfedern aus der Aare unterhalb des KKG. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei allen wurde natürliches ^{40}K (410-600 Bq/kg) gefunden, aber ausser Spuren von ^{137}Cs (1.1 Bq/kg bei Mühleberg) keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen.

In Moos von Hagneck wurden Spuren von ^{54}Mn und ^{60}Co gefunden, in Gras aus dem Klingnauer Stausee und Moos von Pratten etwas ^{137}Cs (10 ± 2 Bq/kgTS),

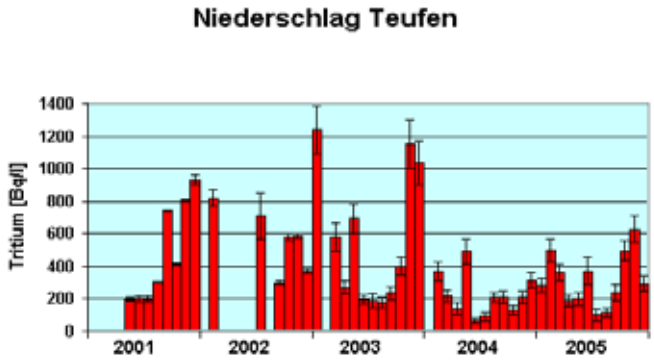
Grundwasser

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (26.4.05), Aarberg (31.5.05) und Döttingen (1.9.05) Proben von je 100 l genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

4.2.4 Andere Betriebe

RC Tritec AG / Teufen

Figur 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 im Vergleich mit dem Vorjahr leicht höher.

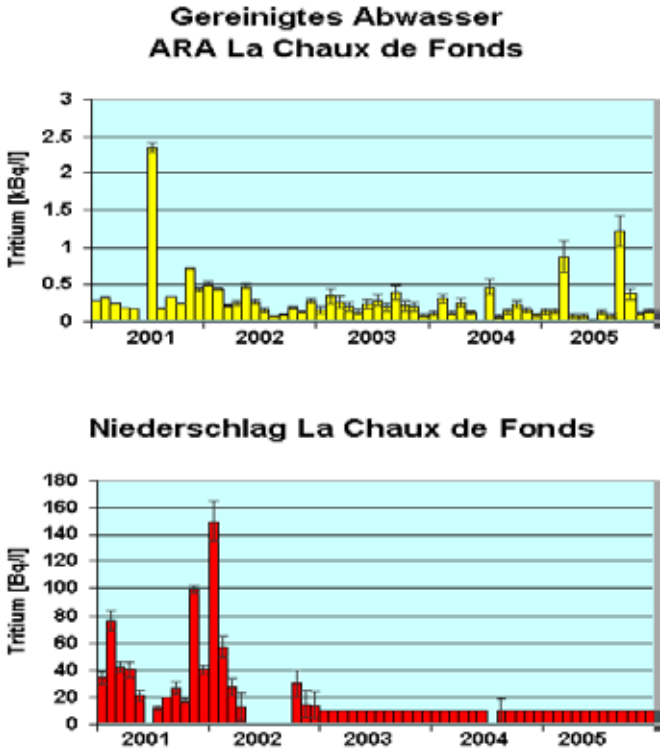


Figur 8: Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Die meisten Werte liegen etwas höher als der letztjährige Mittelwert.

Messungen in der Umgebung von La Chaux de Fonds

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 ausser bei zwei Monatsproben. Im Niederschlag liegen die Tritiumwerte durchwegs auch in diesem Jahr wieder unterhalb der Nachweisgrenze von 10 Bq/L.

Insgesamt wurden durch den Regen 2005 <5 kBq Tritium pro m^2 deponiert. Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr etwa 1.6 TBq Tritium abgegeben, gegenüber 1.0 im Vorjahr. Nach Angaben der SUVA wurden in La Chaux-de-Fonds 5.17 TBq Tritium verarbeitet.



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 ausser bei zwei Monatsproben. 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.

Kläranlage Zürich[1]

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 ^{131}I, festgestellt werden. Bei den Proben werden noch die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2005 liegt noch nicht vor.

Kehrichtverbrennung

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben drei positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. In 1 Monatsprobe wurde ^{131}I gefunden (21.4±3.2 Bq/l) in 2 ^{137}Cs (0.1 ± 0,1 Bq/l).

Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelten ^{40}K Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischroben gemessen. Die Resultate für das Jahr 2005 liegen noch nicht vor. 2004 betrugen die Tritiumkonzentrationen im Mittel 1.22±0.20 Bq/l. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

[1] Messwerte anderer Kläranlagen s. Kap. 4.1 (Seite 36)

Chapitre 4.3
Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, P. Steinmann, F. Barraud, J. Dlala et F. Bochud
Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

S. Estier, M. Jungck
Section de surveillance de la radioactivité (SUeR), Office fédéral de la santé publique, Ch. du Musée 3, 1700 Fribourg

M. Burger, E. Schmid, F. Byrde, A. Jakob, M. Astner
Laboratorium Spiez, Bundesamt für Bevölkerungschutz 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 réalisées en atmosphère dans les années soixante et à l'accident de Tchernobyl. L'étude des facteurs de transfert pour le ^{90}Sr du sol à l'herbe montre que, pour une modélisation simple, un facteur de transfert sol-herbe de 1.3 est une très bonne approximation. Enfin une étude détaillée de la solution de sol dans le Jura a montré que le ^{90}Sr avait migré en profondeur dans le sol et se retrouve également dans le karste.

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 ainsi que par le métabolisme, notamment le besoin en calcium, de la plante et de la vache [2].

Un modèle simple de prédiction de l'activité de ^{90}Sr dans différents compartiments de l'environnement consiste à traiter le transfert de l'activité d'un compartiment à un autre à l'aide des facteurs de transfert F. Ceux-ci sont déterminés selon la relation :

$$F = \frac{A_{compartiment\ i}}{A_{compartiment\ i-1}}$$

pour le facteur F de transfert du sol vers l'herbe, on obtient:

$$F_{sol-herbe} = \frac{A_{herbe}\left[Bq/kg\right]}{A_{sol}\left[Bq/kg\right]}$$

pour le facteur de transfert de l'herbe vers le lait la relation devient :

$$F_{herbe-lait} = \frac{A_{lait}\left[Bq/l\right]}{A_{herbe}\left[Bq/kg\right]} = F\left[kg/l\right]$$

La base de données IRA/OFSP des activités de différents compartiments de l'environnement en ^{90}Sr permet l'analyse détaillée des facteurs de transfert depuis 1960 jusqu'à nos jours. La figure 1 montre l'histogramme des valeurs des facteurs de transfert annuels sol-herbe depuis 1961 à 2003. La valeur annuelle est une moyenne sur environ dix lieux de prélèvement différents et caractérise les sols de Suisse. La caractéristique principale observée est la variation des valeurs de F lors des essais d'armes atomiques dans les années soixante (valeurs de F situées entre 3 et 10 pour les années 1961 à 1968) puis un recentrage des valeurs de F autour de 1.3 kg/kg lorsqu'une situation de pseudo-équilibre a été atteinte (valeurs entre 0.5 et 2.4 pour les années 1969 à 2003). Les valeurs élevées de F lors de dépositions atmosphériques importantes caractérisent le phénomène de déposition directe sur la couverture végétale, sans passage par le sol (interception et translocation de l'activité). Avec les résultats de la figure 1, une estimation de la contamination des végétaux lors d'un accident puis l'évaluation du risque à long terme est possible. A l'équilibre, une valeur F de 1.3 est une bonne estimation, même si les conditions locales influent parfois de manière importante sur le transfert sol-plante.

La valeur moyenne de $F_{herbe\text{-}lait}$ entre 1960 et 2003 est de 0.02 kg/l. Toutefois l'écart-type de la distribution est plus important que pour les valeurs de $F_{sol\text{-}herbe}$ et les valeurs se distribuent entre 0.01 et 0.03.

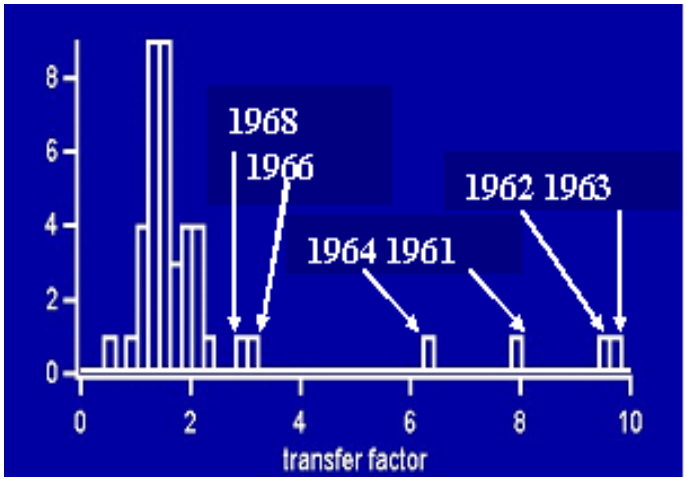


Figure 1 Histogramme des valeurs du facteur de transfert F du sol vers l'herbe de 1961 à 2003.

Résultats de la surveillance

Le tableau 1 présente les résultats obtenus en 2005 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 140 à 940 Bq/kg avec un contenu en potassium faible pour les sols du Jura (max 280 Bq/kg), moyen pour le plateau suisse (300-500 Bq/kg) et relativement élevé pour le Tessin (385-940 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 400 Bq/kg contre 10-50 pour le plateau suisse (30-70 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. Ce comportement se répercute également dans le lait puisqu'en 2005 certains laits du Tessin présentaient une activité jusqu'à 8.7 Bq/l. En dehors du Tessin les laits 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'effet 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 1.4 et 4 Bq/kg sur le plateau suisse et entre 8.3 et 31 Bq/kg au Tessin. Comme pour le ^{137}Cs, le Jura et le nord des Alpes présentent une situation intermédiaire avec des activités entre 6.5 et 14 Bq/kg. En utilisant la valeur moyenne du facteur de transfer $F_{sol\text{-}herbe}$ décrit ci-dessus, on obtient des plages de valeur pour l'herbe entre 1.8 et 5.2 pour le plateau Suisse, entre 10.8 et 40.3 pour le Tessin et des valeurs intermédiaires pour le Jura et le nord des Alpes. Le Tableau 2 présente les valeurs effectivement mesurées sur ces sites. On observe effectivement des valeurs s'échelonnant entre 1 et 8.1 sur le plateau Suisse, entre 4.5 et 46 au Tessin et entre 4.5 et 10 Bq/kg pour le Jura et le nord des Alpes. Le modèle permet donc une approximation réaliste des activités mais manque toutefois de souplesse pour expliquer des variations locales d'activités. Les informations qu'il donne sont à prendre à titre indicatif uniquement.

Tableau 1: Activités en ^{40}K, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239}Pu et ^{241}Am dans les sols en Suisse en 2005 (Bq/kg de matière sèche)

Canton/Lieu	n	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}Pu$	^{241}Am
Plateau Suisse							
AG (Voisinage KKB)	2	430 - 450	---	28 - 40	1.4 ± 0.3	0.15 ± 0.01	0.10 ± 0.01
AG (KKB in-situ)	2	360 - 440	---	7 - 14	---	---	---
AG (PSI-Oase)	1	440 ± 70	---	16 ± 2	2.0 ± 0.4	0.13±0.02	0.079±0.010
AG (PSI in-situ)	1	350 ± 12	---	11 ± 1	---	---	---
AG (ZWILAG)	1	430 ± 60	---	14 ± 3	3.4 ± 0.4	0.17±0.03	0.080±0.010
AG (ZWILAG in-situ)	1	360 ±12	---	13 ± 1	---	---	---
AG (Voisinage KKL)	4	420 - 450	---	15 - 20	2.2 ± 0.2	0.27±0.02	0.09±0.02
AG (KKL in-situ)	4	320 - 390	---	8 - 16	---	---	---
AG/SO (VoisinageKKG)							
Valeur de contrôle	4	390 - 450	---	16 - 24	14.9 ± 0.7 3.5 ± 0.5	0.24±0.02	0.11±0.02
AG/SO KKG in-situ)	4	310 - 340	---	11 - 16	---	---	---
BE (KKM in-situ)	4	340 - 590	---	7 - 14	---	---	---
BE (Voisinage KKM)	4	440 - 790	---	10 - 20	3.4 ± 0.3	0.16±0.01	0.08±0.02
BL (Sissach)	1	580 ± 40	< 1.0	28 ± 2	---	---	---
FR (Grangeneuve)	1	510 ± 20	< 1	12 ± 1	3.9 ± 0.5	0.34±0.01	0.12±0.02
FR (Fribourg ville, in-situ)	10	140 - 600	---	1 - 4	---	---	---
GE (Vois. CERN)	6	370 - 500	---	7 - 15	4.0 ± 0.3	0.15 ± 0.02	0.079 ± 0.009
GE (CERN in-situ)	6	360 - 420	---	5 - 10	---	---	---
TG (Arenenberg)	1	384 ±10	< 0.5	64 ± 1	4.7±0.2	0.47±0.04	0.063±0.008
Sites d'altitude							
BE (Allmendhubel) [1]	1	504 ± 25	< 0.3	42 ± 2	S :8.40±1.18 I:10.7±0.6	1.13±0.04	0.48±0.03
BE (Gimmelwald) [2]	1	336 ±17	< 0.2	18 ±1	S: 4.61±0.41 I :6.6±0.6	0.46±0.02	0.22±0.02
BE (Fahrni) [3]	1	467 ± 23	< 0.2	17±1	S: 3.98±0.40 I: 7.4±0.5	0.44±0.02	0.20±0.01
BE (Diesse/Jura)	1	426 ± 21	< 0.3	21±1	S: 1.80±0.13 I: 10.3±0.7	0.43±0.02	0.17±0.02
GR (Bivio) [4]	1	220 ± 9	---	6.3 ± 0.6	---	---	---
GR (Davos)	1	289 ± 26	< 3	75 ± 3	14.0 ± 0.7	1.61 ±0.07	0.59 ± 0.03
VD (Jura, Sasselet P3M, 0-5 cm)	1	211 ±13	< 1	62 ± 2	10.4 ± 0.5	0.82±0.04	0.33±0.02
VD (Jura, Sasselet HG, 0-5 cm)	1	286 ± 16	< 1	40 ± 2	6.5 ± 0.3	0.52±0.04	0.23±0.02
Sites du Tessin							
TI (Rasa-Intragna)	2	505 - 665	< 0.8	121 - 148	31 ± 1	0.40±0.03	0.16±0.02
TI (Rodi-Fiesso)	2	385 - 445	< 0.8	49 - 84	8.3 ± 0.5	0.22±0.02	0.11±0.01
TI (Novaggio)	2	456 - 618	< 0.8	4 - 70	8.6 ±0.5	0.36±0.02	0.15±0.01
TI (Stabio)	1	680 ± 100	< 1	440 ± 50	---	---	---
TI (Stabio) [4]	1	520 ±11	---	241 ± 3	---	---	---
TI (Caslano)	1	660 ± 90	< 1	190 ±15	---	---	---
TI (Caslano) [4]	1	540 ± 11	---	52 ± 1	---	---	---
TI (Magadino)	1	940 ±130	< 1.5	61 ± 10	---	---	---
TI (Magadino) [4]	1	690 ± 14	---	81 ± 5	---	---	---

n = nombre d'échantillons [1] Alpage; [2] Vallée; [3] en plaine; [4] mesure in-situ: S = Mesure Labo Spiez; I = Mesure IRA

Tableau 2. ^{7}Be, ^{40}K, ^{137}Cs et ^{90}Sr dans l'herbe en Suisse en 2005 (Bq/kg de matière sèche).

Canton/Lieu	n	^{7}Be	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
Plateau Suisse						
AG (Voisinage KKB)	5	31 - 200	600 - 1300	< 2	< 2 – 7.3	0.93 ± 0.09
AG (PSI-Oase)	2	100 - 160	770 - 1300	< 1.5	< 2 – 2.6	---
AG (ZWILAG)	3	190 - 350	450 - 690	< 3	1.8 - 26	---
AG (Voisinage KKL)	9	< 40 - 200	440 - 1400	< 4	< 2 - 8	4.7 ± 0.3
AG/SO (Voisinage KKG)	8	29 - 330	460 - 1300	< 4	1.1 – 4.6	8.1 ± 0.6
TG (Arenenberg)	1	121 ± 5	489 ±15	< 0.7	0.75 ± 0.40	4.7 ± 0.2
BE (Voisinage KKM)	8	81 - 240	320 - 1400	< 4	< 5	3.9 ± 0.3
BL (Sissach)	1	---	960 ±70	< 0.4	1.4 ± 0.1	---
FR (Grangeneuve)	1	130 ± 10	1440 ± 50	0.6 ± 0.5	1.0 ± 0.9	7.1 ± 0.7
Sites d'altitude						
BE (Almendhubel) [1]	1	---	802 ± 40	< 0.3	0.62 ± 0.11	5.02 ± 0.40
BE (Gimmelwald) [2]	1	---	563 ± 27	< 0.3	0.86 ± 0.13	5.52 ± 0.36
BE (Fahrni) [3]	1	---	1127 ± 55	< 0.4	0.75 ± 15	3.58 ± 0.25
BE (Diesse/Jura)	1	---	1232 ± 60	< 0.4	0.86 ± 0.14	0.80 ± 0.06
GR (Davos Stillberg)	1	---	---	---	---	5.6 ± 0.3
GR (Davos Dischma)	1	---	---	---	---	10.4 ± 0.5
VD (Sasselet/Jura)	4	70 - 140	474 - 696	< 1.0	1.6 - 2.3	4.5 – 6.4
Sites du Tessin						
TI (Rasa-Intragna)	2	142 - 875	550 - 733	< 2	< 2	46 ± 1
TI (Rodi-Fiesso)	2	164 - 257	929 - 1351	< 2	4.1 – 5.1	10.5 ± 0.7
TI (Novaggio)	2	83 ± 247	974 - 1113	< 2	1.7 ± 0.4	4.8 ±0.3

n = nombre d'échantillons [1] Alpage; [2] Vallée; [3] en plaine

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 (le Sasselet), a été étudié en détails. Le site représente une surface de 50x50 m^2. En 2006, des prélèvements de fractions de l'eau du sol à des profondeurs de 5-10 cm, 15-20, 25-30 et 35-40 cm ont été réalisés par la pose de bougies poreuses. Les volumes d'eau ainsi récoltés pendant trois mois ont atteint, pour chaque profondeur, environ 2x 20 litres sur lesquels ^{90}Sr et Pu/Am ont été déterminés. En plus de ces prélèvements, 2x200 litres d'eau filtrés à 0.45 µm ont également été prélevés à la source de la rivière Venoge pour la mesure de ^{90}Sr et de Pu/Am. Les résultats sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3: Activités en ^{90}Sr (mBq/l) et en Pu et Am (mBq/m^3) dans différents types d'eau du Jura.

Lieu	Pu	Am	^{90}Sr
Sasselet 5-10 cm	26±8	n.m.	7.3±1.0
Sasselet 15-20 cm	22±7	31±4	4.8±0.3
Sasselet 25-30 cm	21±6	23±6	4.2±0.4
Sasselet 35-40 cm	10±5	22±5	3.6±0.5
Source de la Venoge	4.1±0.9	n.m.	1.4±0.1

On constate que le ^{90}Sr, le plutonium et l'américium sont mesurables dans tous les échantillons et que l'activité en ^{90}Sr est environ 300 fois supérieure à celles des actinides. Ce résultat montre que le strontium est plus mobile que les actinides car plus présent dans la solution de sol (au niveau de la déposition, il y a environ 10 fois plus de ^{90}Sr que de Pu dans le sol). Afin de démontrer une migration à longue distance de l'activité en ^{90}Sr déposé, des mousses ont été prélevées dans les deux sources de la Venoge, distantes d'environ 200 mètres. La première source (Le Puits) n'est active que lors de fortes pluies ou lors de la fonte des neiges. La seconde en contrebas (Le Chauderon), est active toute l'année. Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4: Activité en ^{90}Sr des mousses prélevées aux sources de la Venoge

Lieu	^{90}Sr (Bq/kg)	^{90}Sr (Bq/g Ca)
Le Puits	40±3	0.80±0.05
Le Chauderon	11.6±1.0	0.14±0.01
50 m en aval du Chauderon	14.1±0.5	0.21±0.008
100 m en aval du Chauderon	24.2±2.0	0.24±0.01

Ces résultats démontrent la mobilité du ^{90}Sr dans le système karstique du bassin versant de la Venoge. En effet, on peut poser l'hypothèse que le strontium, tout comme le calcium, va être partiellement solubilisé par la dissolution de CO_2 dans l'eau de surface sous forme d'hydrogénocarbonate de strontium, $SrHCO_3^+$, plus soluble que le carbonate. Lors du dégazage de l'eau en sortie de source, la re-formation des carbonates précipite le calcium, ainsi que le strontium, qui sont soit absorbés par les mousses, soit déposés sur celles-ci sous forme de «cake». Cette hypothèse est confirmée par la très forte concentration (jusqu'à 100 g/kg MS) en calcium de ces mousses.

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.

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

Par la mesure de ^{90}Sr dans la solution de sol à plusieurs profondeurs ainsi qu'aux source de la Venoge, la mobilité importante de ^{90}Sr déposé sur un sol karstique a pu être démontrée. La mesure de fortes activités en ^{90}Sr des mousses aux sources de la Venoge a confirmé que la mobilité du ^{90}Sr est associée à celle de $CaHCO_3^+$ et à la précipitation des carbonates aux sources du système karstique.

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.

Kapitel 4.4
Natürliche "hot-spots" in den Grundwässern

Heinz Surbeck
Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN), Rue Emile-Argand 11, CP 158, 2009 Neuchâtel

Zusammenfassung

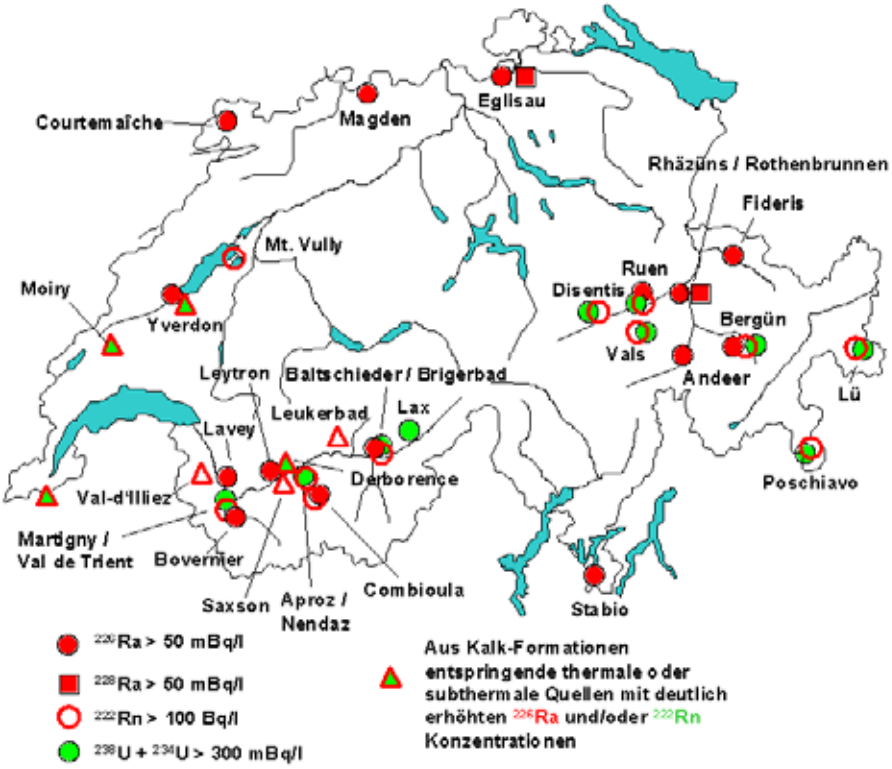
Im Rahmen des seit 2002 am CHYN laufenden, vom BAG finanzierten Projektes "Radionuklide im Grundwasser" wurden zahlreiche Quell- und Grundwässer mit erhöhten Gehalten natürlicher Radionuklide aus den Uran- und Thoriumreihen gefunden. Ziel des Projektes ist es aber nicht nur, einen Ueberblick über die Situation in den Schweizer Grundwässern zu gewinnen, sondern auch zu verstehen, welche geochemischen Prozesse hinter den erhöhten Konzentrationen stehen. Am Beispiel der "Source de Leytron" wird gezeigt, in welche Richtung die Arbeiten für ein besseres Verständnis dieser Prozesse gehen.

a) Karte der "hot-spots"

Im Rahmen des seit 2002 am CHYN laufenden, vom BAG finanzierten Projektes "Radionuklide im Grundwasser" wurden zahlreiche Quell- und Grundwässer mit erhöhten Gehalten natürlicher Radionuklide gefunden. Figur 1 zeigt die bis Ende 2005 entdeckten "hot-spots".

Ziel des Projektes ist es aber nicht nur, einen Ueberblick über die Situation in den Schweizer Grundwässern zu gewinnen, sondern auch zu verstehen welche geochemischen Prozesse hinter den erhöhten Konzentrationen stehen. Das würde eine gezielte Suche nach "hot-spots" möglich machen.

Gegenwärtig werden die Untersuchungen dazu auf das Wallis konzentriert, da dort bereits zahlreiche Quellen mit entweder erhöhtem Uran- oder Radium-Gehalt gefunden wurden und die Hydrogeologie des Wallis recht gut untersucht ist. Bei einer der durch die CHYN-Diplomanden bearbeiteten Quelle wurde im Mai 2005 auch schon ein neuer Schweizer Rekord für den ^{226}Ra Gehalt in einem Grundwasser gefunden, 400 mBq/l. In einer benachbarten Quelle 670 Bq/l Radon, noch etwas mehr als beim bisherigen Spitzenreiter, der "Radonquelle" bei Disentis.



Figur 1: „hot-spots" in Schweizer und grenznahen Grundwässern. Stand Dezember 2005.

Am Beispiel der "Source de Leytron" soll gezeigt werden, in welche Richtung die Arbeiten für ein besseres Verständnis der geochemischen Prozess gehen. Diese Thermalquelle liegt etwas oberhalb Saillon und wird für das Bad in Ovronnaz genutzt.

b) "Source de Leytron"

Die Zeitreihe der "Source de Leytron" (Fig.2) zeigt beim Radon einen ausgeprägten saisonalen Verlauf mit dem Maximum im Sommer und einem bis zu 3 mal tieferen Wert im Winter.

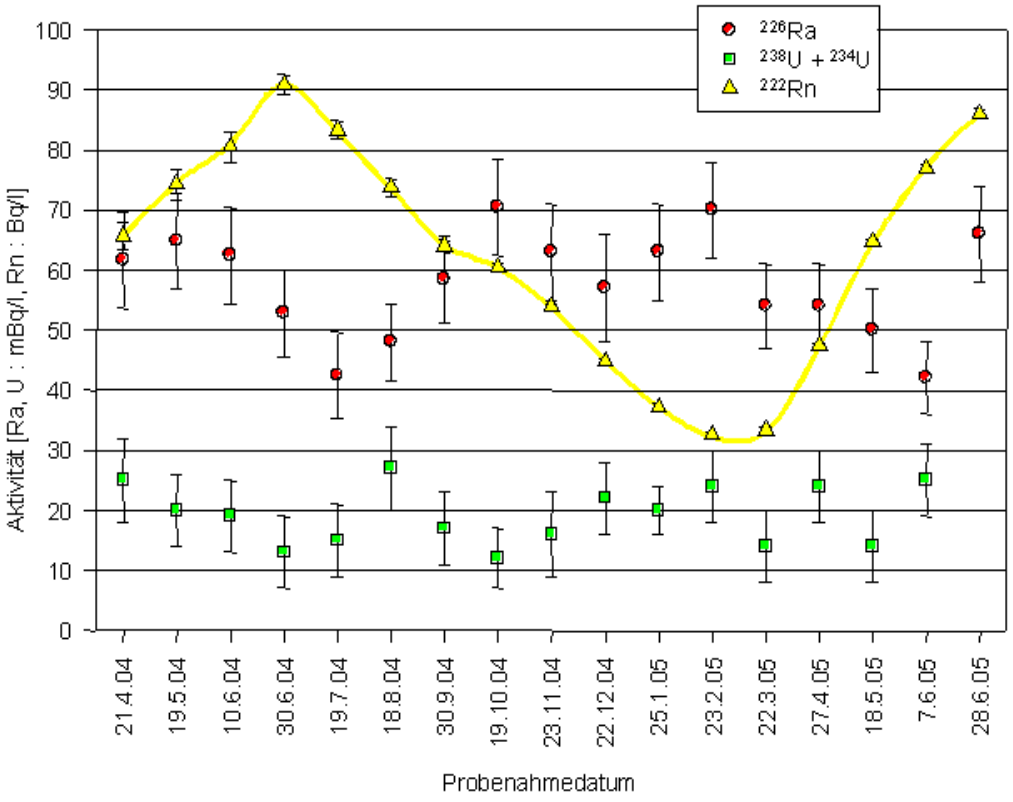
Dieser Verlauf lässt sich nicht mit einer Aenderung des Mischungsverhältnisses zwischen thermaler und kalter Komponente erklären, da die Temperatur über das ganze Jahr im Bereich von 23.8 bis 24.2 °C bleibt. Er passt aber gut zu unserem konzeptionellen Modell über die Entstehung hoher Radon-Konzentrationen. Wesentlicher Punkt dieses Modelles ist die Wechselwirkung anoxischer, eisen- und radiumreicher Tiefengrundwässer mit sauerstoffhaltigen oberflächennahen Wässern oder der Atmosphäre. Die dabei ausfallenden Eisen- und Mangan-Hydroxide adsorbieren einen Teil des Radiums und stellen eine ausgezeichnete Radonquelle dar.

Der heutige Quellaustritt der „Source de Leytron" liegt am Fuss einer mehrere Meter dicken Travertin-Schicht, die mit dunklen Oxid-Ablagerungen durchsetzt ist (Mn- und Fe-Oxide). Es handelt sich wohl um Travertin, der von der Quelle bei früher höher gelegenem Austritt abgeschieden wurde. Die Oxide sind dabei durch die Reaktion des stark eisenhaltigen Wassers mit dem Luftsauerstoff entstanden. Ob auch unter dem heutigen Niveau des Quellaustrittes Oxid-haltiger Travertin vorhanden ist, ist nicht bekannt, könnte aber die grossen jahreszeitlichen Schwankungen der Radon-Konzentration erklären. Mit Beginn der Schneeschmelze zeigen Quellaustritte, unmittelbar neben der Source de Leytron, aber etwas höher gelegen, den Anstieg des hydrostatischen Drucks. Gleichzeitig steigt auch die Radonkonzentration. Die Zunahme der Radonwerte könnte dadurch zustande kommen, dass bei höherem hydrostatischem Druck ein grösserer Teil des Thermalwassers mit Oxid-haltigem Travertin in Kontakt ist.

Die Wechselwirkungen anoxischer, eisen- und radiumreicher Tiefengrundwässer mit sauerstoffhaltigen oberflächennahen Wässern oder der Atmosphäre sind das Thema einer am CHYN im Herbst 2005 begonnenen Dissertation. Damit soll das bisher etwas spekulative Modell für diese Wechselwirkungen eine solide Basis bekommen.

Verdankungen

Der Autor möchte den ehemaligen oder gegenwärtigen CHYN-Studenten Otmar Deflorin, François Gainon, Olivier Kloos, Florentin Ladner und Eric Weber für ihre Mithilfe danken. Diese Arbeit konnte dank der Unterstützung durch das Bundesamt für Gesundheit durchgeführt werden.



Figur 2: Zeitreihe für die Uran-, Radium- und Radon-Konzentrationen im Wasser der Thermalquelle „Source de Leytron". Angegebene Messunsicherheiten sind 1-sigma Zählstatistik. Die Verbindungslinie zwischen den Radon-Messwerten ist nur als optische Hilfe gedacht. Sie hat keine physikalische Bedeutung.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 5
Lebensmittel

Kapitel 5 Lebensmittel **51**
Kapitel 5.1 Radioaktivität in den Lebensmitteln **52**
Zusammenfassung 52
5.1.1 Messprogramm 52
5.1.2 Ergebnisse der Überwachung 52
5.1.3 Bewertung und Interpretation 53

Kapitel 5.1
Radioaktivität in den Lebensmitteln

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

C. Bajo
Amt für Verbraucherschutz, Obere Vorstadt 14, 5000 AARAU

U. Vögeli
Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 BERN 9

F. Bochud, P. Froidevaux, Ph. Steinmann, F. Barraud, J. Dlala
Institut universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2005 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 2005 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 1 Seite 10).

5.1.2 Ergebnisse der Überwachung

Künstliche Radionuklide wie Tritium, ^{90}Sr und ^{137}Cs waren 2005 in Lebensmitteln, ausser in Pilzen, wenn überhaupt, dann nur noch in Spuren nachweisbar.

5.1.2.1 Hauptnahrungsmittel

Milch (69 Proben): Der ^{137}Cs-Gehalt der Milch lag im Jura und im Mittelland unter der Nachweisgrenze von 1 bis 2 Bq/l. Im Berner Oberland lagen die ^{137}Cs-Werte zwischen weniger als 0.04 und 0.33 Bq/l (letzter Wert bei Sommerfütterung auf der Alp Almendhubel bei Mürren), in Davos bei < 0.1 Bq/l. Im Tessin ergaben sich ^{137}Cs-Konzentrationen bis 9 Bq/l (Intragna-Rasa). Für die Milch beträgt der Toleranzwert für ^{137}Cs 10 Bq/l, der Grenzwert 1000 Bq/l.

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 (letzter Wert bei Sommerfütterung auf der Alp Almendhubel), in Davos zwischen 0.20 und 0.25 Bq/l und im Tessin zwischen 0.13 und 0.17 Bq/l.

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

Getreide: 14 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 0.5 Bq/kg. Die Proben aus der Umgebung der KKW zeigten keinen Unterschied zu denjenigen aus der übrigen Schweiz.

5.1.2.2 Pilze

Für **Wildpilze** (58 Proben) gilt, bezogen auf Frischgewicht. gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs/kg, der bei den 2005 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 (siehe Figur 1). Dies trifft auch zu bei den (meist aus Osteuropa) importierten Pilzen.

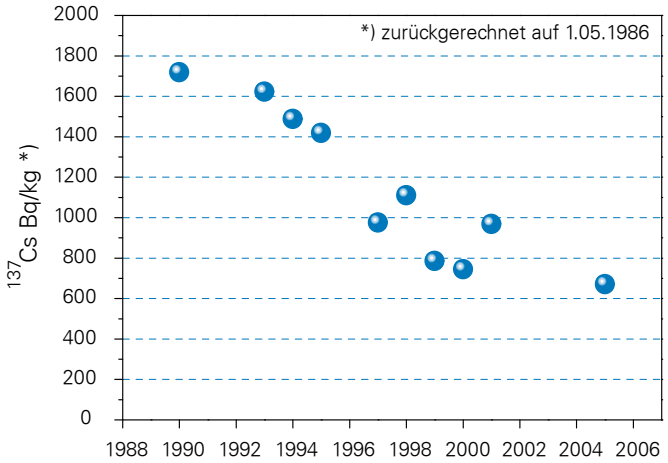
Tabelle 1: ^{137}Cs in einheimischen Pilze 2005: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht.

Pilzsorte	Herkunft	Anzahl	Wertebereich
Zigeunerpilze	AG	1	444
Maronenröhrling	AG	2	51 - 192
Goldröhrling	AG	1	75
Viol. Lacktrichterling	AG	2	93 - 183
Steinpilze	div. Orte	7	2 - 28
übrige Pilze	div. Orte	19	< 1 - 43

Tabelle 2: ^{137}Cs in importierten Pilzen 2005: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht

Pilzsorte	Herkunft	Anzahl	Wertebereich
Semmelstoppelpilze	div. Länder	2	79 – 1056*
Morcheln	div. Länder	1	51
Steinpilze	div. Länder	15	< 1 - 44
übrige Pilze	div. Länder	8	< 1 - 91

* eine Probe aus Bulgarien über dem Toleranzwert. Die probe aus dem Handel genommen.



Figur 1: Zigeunerpilze aus Siglistorf (AG), Frischgewicht

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, bis auf einen gemessenen Wert* lagen unterhalb des Toleranzwertes.

5.1.2.3 Tritium in Milch und Gemüse

Milch- und Gemüseproben aus der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE ergaben im Destillat (ohne das organisch gebundene Tritium) 10 bis 29 (5 Milchproben) bzw. 27 bis 200 Bq (8 Gemüseproben) Tritium pro Liter. Der Toleranzwert für Tritium in flüssigen Lebensmitteln beträgt gemäss FIV 1'000 Bq/kg.

Anhand von Proben aus früheren Jahren konnte der Anteil an organisch gebundenem Tritium in Gemüseproben zu ca. 10% ermittelt werden.

Die Tritium-Emissionen des betreffeden Betriebes finden sich in Kap. 9.1 (Seite 116).

5.1.3 Bewertung und Interpretation

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

Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen natürlichen Radionuklide im menschlichen Körper bei durchschnittlich rund 0.34 mSv, davon stammen rund 0.2 mSv von ^{40}K (s. Kap. 6.1.), der Rest von Uran, Radium und Thorium und deren Folgeprodukten, insbesondere ^{210}Pb und ^{210}Po (alle zusammen rund 0.15 mSv) sowie von den kosmogenen Radionukliden ^{3}H (Tritium), ^{7}Be, ^{14}C, ^{22}Na (zusammen rund 0.01 mSv) sowie vom ^{87}Rb (0.006 mSv) (Quelle: UNSCEAR). Die direkt über die Atmung in den Körper gelangenden Radon-Folgeprodukte im Hausinnern sind in dieser Auflistung nicht inbegriffen; sie führen (siehe Kapitel 2) in der Schweiz im Durchschnitt zu einer effektiven Dosis von rund 1.6 mSv/Jahr mit Extremwerten bis 100 mSv/Jahr.

Quellen

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

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 6
Menschlicher Körper
Chapitre 6
Corps humain

Kapitel 6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2005 **56**
Zusammenfassung 56
6.1.1 Ziel der Messungen 56
6.1.2 Ergebnisse und Interpretation 56
6.1.3 ^{40}Kalium-Gehalt des Körpers 56
Chapitre 6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait **58**
Résumé 58
Introduction 58
Facteurs de transfert du ^{90}Sr du lait aux dents de lait et aux vertèbres 58
Résultats pour l'année 2005 59
Conclusions 60

Kapitel 6.1
Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2005

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 GENF 4

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

Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institutes (PSI) in Villigen sowie an Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. Im menschlichen Körper ist teilweise noch ^{137}Cs nachweisbar, das vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Die Messwerte von Gymnasiasten aus Genf ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 10 Bq.

6.1.1 Ziel der Messungen

Im PSI werden Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen dieses Institutes eingesetzt, von denen viele im Kanton Aargau wohnen. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe können auch Personen der Bevölkerung gemessen werden. Bei den Messungen aus Genf handelt es sich um Gymnasiastinnen und Gymnasiasten.

6.1.2 Ergebnisse und Interpretation

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 2005 am PSI in Villigen 430 Messungen im Ganzkörperzähler durchgeführt. Sie ergaben ^{137}Cs-Werte bis 380 Bq, wobei 98 Prozent der Messwerte unterhalb der Erkennungsgrenze von 60 Bq für ^{137}Cs und ^{60}Co lagen. 3 Messwerte lagen im Bereich von 60 bis 100 Bq, 1 im Bereich von 100 bis 200, 3 im Bereich von 200 bis 300 Bq und einer bei 380 Bq ^{137}Cs.

Die ^{137}Cs-Messwerte an 17 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.

6.1.3 ^{40}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 ^{40}K pro Tag. Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche ^{40}K 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 Abnahme des K-Gehaltes mit dem Alter etwas tiefer, gemäss UNSCEAR: 0.17 mSv/Jahr.

Da bei diesen Messreihen auch Grösse und Gewicht der untersuchten Personen erfasst wurden, konnte aus den Daten abgeleitet werden, dass der Kalium-Gehalt mit zunehmendem Body-Mass-Index (BMI = Gewicht/Grösse^2 [kg/m^2]) 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(gK/kg) = 3.32 – 0.04 * BMI.

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

P. Froidevaux, P. Steinmann, F. Barraud, J. Dlala, F. Bochud
Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Des mesures de la concentration en ^{90}Sr normalisée 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. Une étude des facteurs de transfert(F) lait-dents de lait et lait-vertèbres de 1954 à 1999 permet de mettre en évidence une distribution des valeurs de F centrée sur 0.29 pour $F_{lait\text{-}dent}$ mais une évolution de $F_{lait\text{-}vertèbres}$ à partir de valeurs plus faibles vers une valeur d'équilibre de 0.29 pour les vertèbres, ce qui indique une incorporation plus lente du ^{90}Sr dans les os par rapports aux dents de lait. La contamination actuelle est un héritage des années soixante au cours desquelles de nombreux essais atomiques ont été réalisés en atmosphère.

Introduction

Depuis 1960, l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (IRA) 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, suite aux essais d'armes atomiques réalisées en atmosphère par les Etats-Unis et l'ex-Union Soviétique. 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 in utero 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 tombants en premier et les secondes molaires en dernier [2]. La mesure des dents de lait donne donc une indication rétroactive de la contamination de la chaîne alimentaire de la mère, à l'époque de la naissance de l'enfant. L'information reste néanmoins précieuse et est très bien acceptée par le public.

Facteurs de transfert du ^{90}Sr du lait aux dents de lait et aux vertèbres

La base de données de l'IRA/OFSP des valeurs de ^{90}Sr du lait, des vertèbres et des dents de lait permet une analyse détaillée des facteurs de transfert. Ceux-ci autorisent une modélisation simple mais très informative de ce qui pourrait être observé dans le corps humain lors d'une éventuelle contamination de la chaîne alimentaire, en particulier du lait.

La Figure 1 représente l'histogramme des valeurs des facteurs de transfert du lait aux dents de lait ou aux vertèbres avec F défini selon :

$$F = \frac{A_{vertèbres\,ou\,dent}\,[Bq/gCa]}{A_{lait}\,[Bq/gCa]}$$

Ces valeurs représentent les moyennes annuelles depuis 1954 jusqu'en 1992. Elles sont centrées sur la valeur moyenne de 0.29±0.07. On constate donc une discrimination de l'absorption du ^{90}Sr par le système gastro-intestinal, et probablement aussi par le système racinaire de la dent de lait par rapport au calcium.

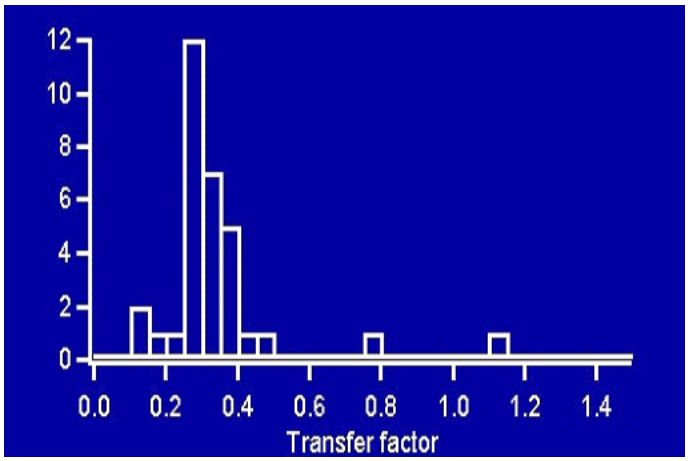


Figure 1: Histogramme des valeurs de facteurs de transfert du ^{90}Sr du lait vers les dents de lait pour chaque année depuis 1954 jusqu'en 1992.

La Figure 2a représente l'histogramme des valeurs des facteurs de tansfert du ^{90}Sr du lait aux vertèbres alors que la Figure 2b représente ces valeurs en fonction des années de décès.

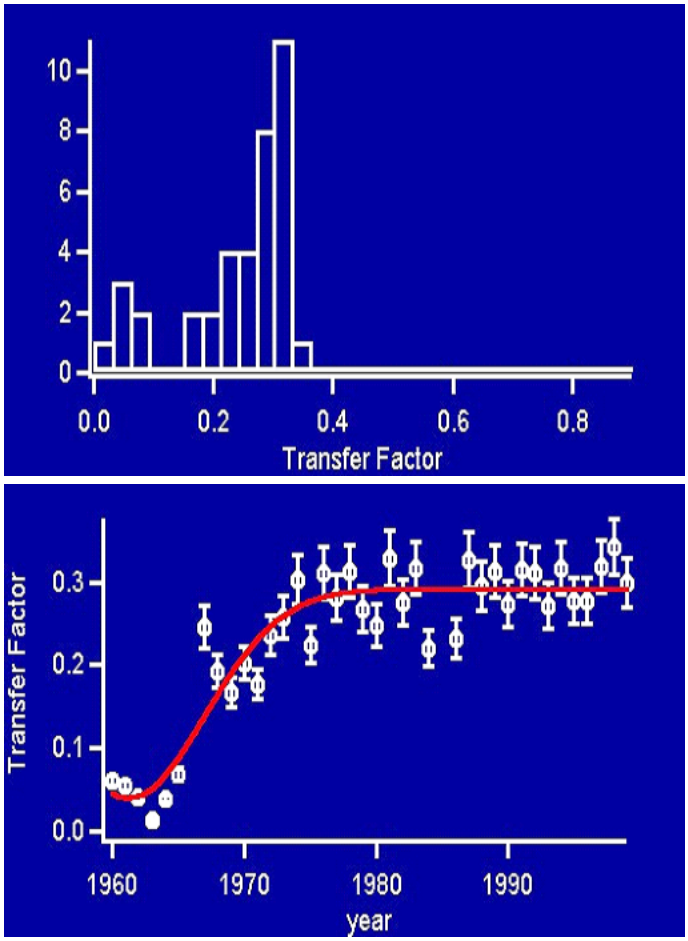


Figure 2: a) histogramme des valeurs de F de 1960 à 1999. b) valeurs de F en fonction des années de décès.

Pour les valeurs de F du lait vers les vertèbres, on constate que la situation est différente de celle prévalant pour les dents de lait. En effet deux groupes distincts de valeurs de F sont mis en évidence. Entre 1960 et 1970, l'activité en ^{90}Sr du lait a varié fortement avec un pic en 1965. Durant ces années-là les valeurs de F ont d'abord diminué pour ensuite rejoindre une valeur d'équilibre (atteinte vers 1975) de 0.29±0.03. La diminution de F de 1960 jusqu'en 1965 est due à la forte augmentation de l'activité en ^{90}Sr du lait, qui ne s'est pas répercutée immédiatement dans les vertèbres. En effet la vitesse de remodelage des os spongieux tels que les vertèbres, bien que plus rapide que pour les os compacts (e.g. fémur), n'est pas instantanée. Il en résulte une diminution de la valeur de F. A partir du moment ou la contamination du lait va diminuer (grâce au traité d'interdiction des essais atomiques en atmosphère de 1963) la valeur de F va augmenter jusqu'à la valeur d'équilibre observée encore à ce jour. Ces informations recueillies depuis le début de l'ère nucléaire nous sont donc très précieuses pour modéliser une éventuelle contamination de l'humain lors d'une augmentation de la contamination en ^{90}Sr de la chaîne alimentaire. Elles pourraient permettre également, dans une analyse plus poussée, d'obtenir des informations sur le renouvellement de la masse osseuse dans une population, en fonction de l'âge.

Résultats pour l'année 2005

Les mesures sur les dents de lait ont été effectuées sur des échantillons prélevés à Zürich, Lausanne et environs ainsi qu'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 2004 ou 2005.

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 Locarno.

En 2005, les valeurs obtenues pour les vertèbres sont situées entre 0.016 et 0.056 Bq/g Ca (Tableau 2). La moyenne (0.029±0.010 Bq/g Ca, n=11) est très proche des valeurs déterminées pour le lait sur le plateau suisse (0.036±0.010 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 même observation peut être faite pour la contamination des dents de lait d'enfants nés après 1985 pour lesquels des activités proches de 0.030 Bq/ g Ca sont mesurées (0.031±0.010, n=12 pour les mesures en 2005, années de naissance 1988 à 1996).

Pour une discussion plus approfondie des mesures de ^{90}Sr dans les dents de lait, on se reportera à la référence [3].

Tableau 1 : ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait

Lieu de prélè-vement	Année de prélèvement	Année de naissance	^{90}Sr
Vaud	2004-2005	1994	0.022±0.003
Zürich	2004-2005	1993	0.026±0.004
Tessin	2004-2005	1991	0.020±0.004
Tessin	2004-2005	1989	0.061±0.005
Vaud	2004-2005	1990	0.046±0.005
Vaud	2004-2005	1992	0.021±0.002
Vaud	2003-2005	1988	0.034±0.006
Vaud	2003-2005	1989	0.039±0.006
Tessin	2003-2005	1990	0.037±0.006
Zürich	2004-2005	1991	0.022±0.005
Vaud	2004-2005	1993	0.025±0.005
Zürich	2004-2005	1996	0.015±0.004

Tableau 2: ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres

Lieu de prélèvement	Année de naissance	Année de décès	^{90}Sr
Tessin	1920	2005	0.044±0.004
Tessin	1926	2005	0.024±0.003
Tessin	1968	2005	0.016±0.003
Tessin	1967	2005	0.020±0.003
Tessin	1929	2005	0.018±0.004
Tessin	1918	2005	0.022±0.004
Lausanne	1923	2005	0.019±0.005
Lausanne	1929	2005	0.056±0.010
Lausanne	1918	2005	0.032±0.010
Lausanne	1973	2005	0.042±0.006
Lausanne	1935	2005	0.033±0.010
		Moyenne	0.029±0.010

Conclusions

Les mesures de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines sont particulièrement indiquées lors de suivi de la contamination de la chaîne alimentaire par le ^{90}Sr et de son impact sur l'être humain. Parmi tous les radioéléments susceptibles de se retrouver dispersés dans l'environnement suite à un accident impliquant la fission nucléaire, il est l'un des plus mobiles et le seul suivant le métabolisme du calcium, crucial chez les mammifères. L'analyse des facteurs de transfert permet d'obtenir certains paramètres nécessaires à la modélisation de l'incorporation du ^{90}Sr par le corps humain. Les mesures ci-dessus montrent que la chaîne alimentaire contient du ^{90}Sr mais à 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.

Littérature

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

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

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

Remerciements

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

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 7
Messung von Spezialnukliden
Chapitre 7
Mesures de nucléides spéciaux

Kapitel 7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85 **62**
Zusammenfassung 62
7.1.1 Kohlenstoff-14 63
7.1.2 Kernkraftwerk Leibstadt 64
7.1.3 Kernkraftwerk Gösgen 66
7.1.4 Kernkraftwerk Mühleberg 67
7.1.5 Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau 67
7.1.6 Kehrichtverbrennungsanlagen 68
7.1.7 Region Basel 69
7.1.8. Krypton-85 (^{85}Kr) 71
7.1.9. Tritium (^{3}H) 72
Chapitre 7.2 Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement **76**
Résumé 76
Introduction 76
Résultats de la surveillance 78
Etude d'un site du Jura vaudois 79
Conclusions 79

Kapitel 7.1
Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85[1)]

Th. Stocker, H. Bürki, R. Fischer, H. Loosli, M. Möll, R. Purtschert und U. Schotterer
Abt. Klima und Umweltphysik, 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

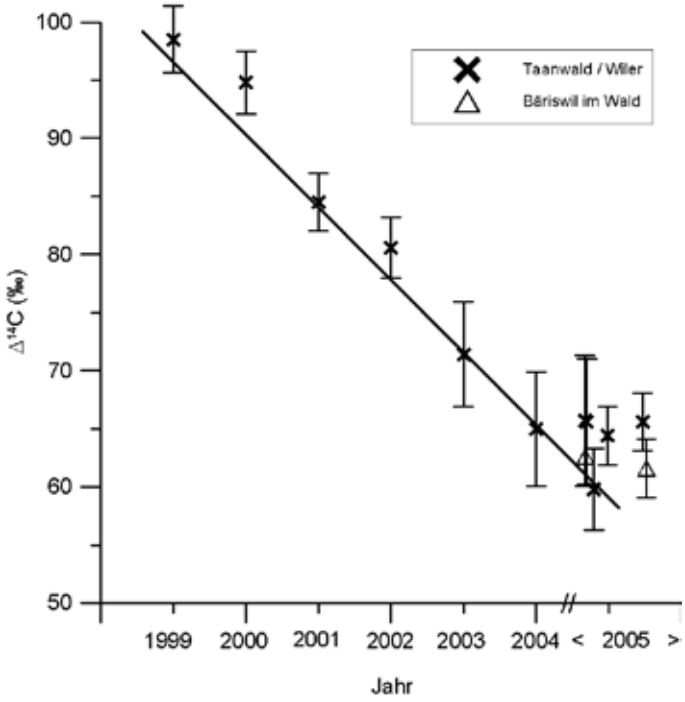
An den Referenzstationen blieb die ^{14}C-Aktivität in Buchenblättern in den Jahren 2004 und 2005 ziemlich konstant auf einem mittleren Δ^{14}C-Wert von 64‰ (Figuren 1 und 2). In grossen Entfernungen von ^{14}C-Emittenten und quer zur Ausbreitungsrichtung wurden damit übereinstimmende Werte zwischen 50 und 70‰ gemessen (Figuren 8, 12, 13, 15). In der Nahumgebung der Kernkraftwerke und des PSI wurde die Langzeit-überwachung fortgesetzt (Figuren 5, 9, 11, 13); die Δ^{14}C-Werte waren gegenüber den-jenigen der Referenzstandorte ähnlich erhöht wie in den früheren Jahren. Maximal ge-messene Netto Δ^{14}C-Werte betrugen beim KKM 80‰, beim KKG 83‰, beim KKL 94‰ und beim KKB/PSI 20‰ (Figuren 4, 8, 10, 12). Auch in Basel beim Gelände der Firma Roche und demjenigen der Novartis (Werk St.Johann) zeigten sich ähnliche ^{14}C-Erhöhungen in den Baumblättern wie in früheren Jahren (Figur 15 bis 18); der höchste im Jahre 2005 gemessene Δ^{14}C-Wert fand sich in Blättern eines Baumes im Areal der Firma Novartis (Werk St.Johann) und betrug 372‰ (Figur 18). Diese Aktivität liess sich durch einfache "Salat"-Wäsche nicht entfernen (Figur 16). Zur Abklärung, wie abgelagerte von eingebauter ^{14}C-Aktivität unterschieden werden könnte, wurden wieder-um verschiedene Verfahren ausgetestet und auf die Blätter aus Basel angewandt (Figuren 19, 20). Eine Erniedrigung der ^{14}C-Aktivität durch Emissionen fossiler Verbren-nungen wurde in der Nähe von Industriebetrieben (Figur 14) und stark befahrenen Strassen (Figuren 12, 15) gemessen; in der Nähe einer Autobahn wurden Erniedrigungen von ca. 50‰ nachgewiesen (Figur 14). 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 Δ^{14}C-Aktivitäten, die in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke und der lokalen Emissionsquellen in Basel gemessen wurden, betragen höchstens 300‰ 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 Jungfraujoch und von Stichproben in Bern zeigten einen troposphärischen Grundpegel von ca. 1.4 Bq/m^3 und dazu übergelagert Erhöhungen bis 4 Bq/m^3, die auf Emissionen von europäischen Wiederaufbereitungsanlagen zurückgeführt werden können (Figuren 21, 22). 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. Auch 2005 wiesen die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen im Jahresmittel gegenüber dem Vorjahr nur geringfügige Unterschiede auf.

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 $\Delta^{14}C$-Werte in Buchenblättern an den unbeeinflussten Referenzstationen Taanwald (Längenberg) und Bäriswil betrugen im Jahre 2005 im Mittel 64‰. Der in Figur 1 dargestellte zeitliche Ver-auf ist ein Ausschnitt unserer Messungen an Referenzstationen, die im Jahre 1977 begonnen haben (vgl. Figur 1 im BAG Jahresbericht 2004, Seite 7.1.2.). Die dazugehörigen $\delta^{13}C$-Werte lagen zwischen -28.9 und -33.1‰, je mit einer Messunsicherheit von 0.2‰.

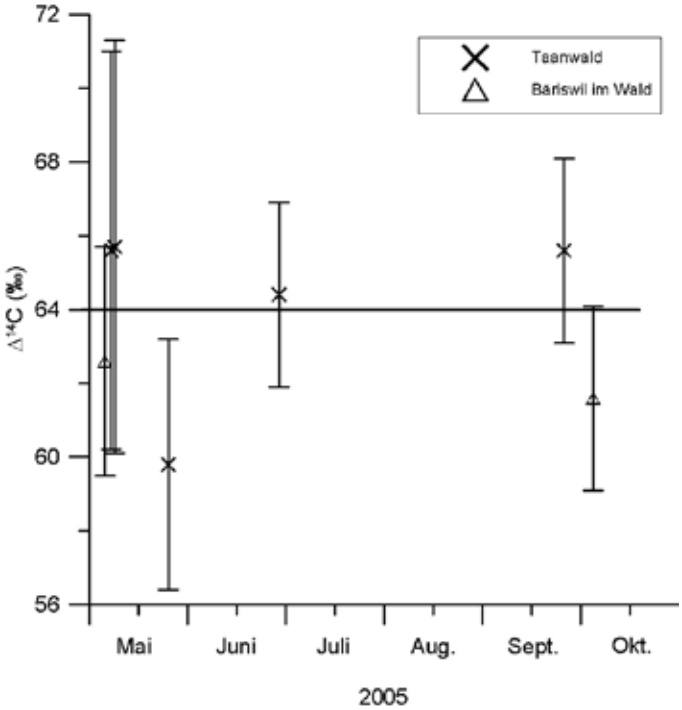
Die Messwerte zeigen den kontinuierlichen Rückgang des atmosphärischen $^{14}CO_2$-Gehaltes und zeitlich gedehnt die 7 Ergebnisse im Berichtsjahr. Die $\Delta^{14}C$-Werte schwanken zwischen 60 und 66‰. Aufbrechende Knospen mit Werten von 56 ± 8‰ (Taanwald) und 47± 6‰ (Bäriswil) sind nicht enthalten, weil das Gewicht der Knospen-Proben viel kleiner war als dasjenige von Blatt-Proben, was für Knospen-Proben zu einer grösse-ren Messunsicherheit führte.



Figur 1:$\Delta^{14}C$ Messresultate[2)] in Buchenblättern von den Referenzstationen.

Die statistische Messunsicherheit des $\Delta^{14}C$-Mittelwertes be-trägt 1.4‰. Natürliche Variatio-nen im $\Delta^{14}C$-Gehalt von Blättern sind aber deut-lich grösser; deshalb wurde zur Berechnung der in den folgenden Figuren dargestellten Netto-Erhöhungen ein Basiswert von 64 ± 3‰ verwendet (2σ). Aus den beo-bachteten Variationen folgt zudem, dass kleine Differenzen in der Grössenordnung von 5 bis 10‰ nicht überinterpretiert werden dürfen (siehe auch Figur 6).

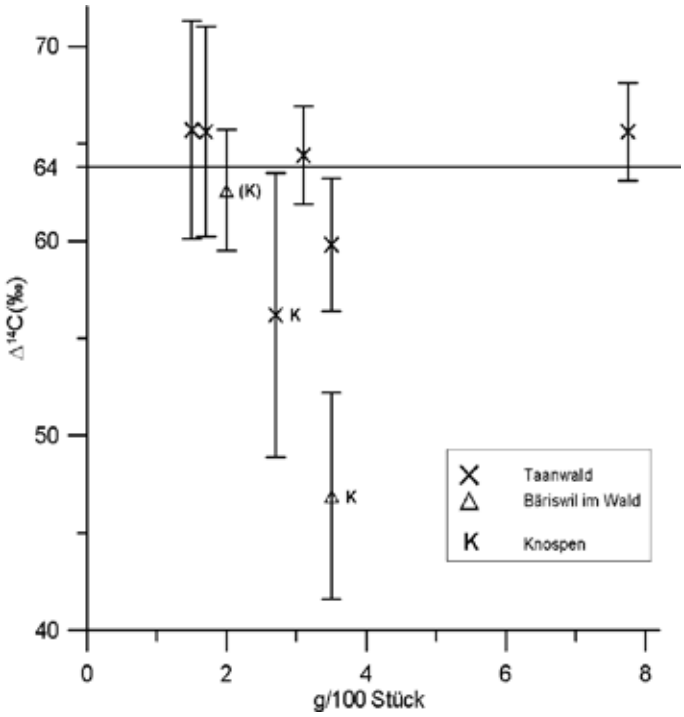
Die kontinuierliche Abnahme des atmosphärischen $^{14}CO_2$-Gehaltes ist einerseits darauf zurückzuführen, dass das atmosphärische CO_2 ständig mit dem CO_2 des globalen Ozeans im Austausch ist, so dass die durch die Kernwaffentests in den 60er Jahren produzierte zusätzliche ^{14}C-Aktivität lang-sam 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 die Abgabe von fossilem CO_2 aus Heizungen und Verkehr kann auch lokal zu tieferen ^{14}C-Aktivitäten als an unbeeinflussten Referenzstationen führen.



Figur 2: $\Delta^{14}C$-Messresultate von Buchenblättern, die 2005 an den Referenzstationen gewachsen waren.

Die Figur 2 enthält dieselben Daten wie Figur 1, aber zeitlich besser aufgelöst für die Probenahmedaten in Jahre 2005. Die Resultate können mit einem konstanten $\Delta^{14}C$-Wert von 64‰ beschrieben werden. Der Unterschied zum Wert von 65‰ für das Jahr 2004 (Seite 7.1.2 BAG Bericht 2004) ist nicht signifikant, obschon eine Extrapolation der Daten in Figur 1 eine jährliche Abnahme von 6‰ erwarten lässt. Die über zwei Jahre praktisch gleich gebliebenen $\Delta^{14}C$–Werte können ein Hinweis darauf sein, dass der jahrelange Rückgang vorübergehend abgebremst ist. Die Figur 2 zeigt deutlich, dass beide Standorte (Taanwald und Bäriswil) als Referenzstandorte geeignet sind.

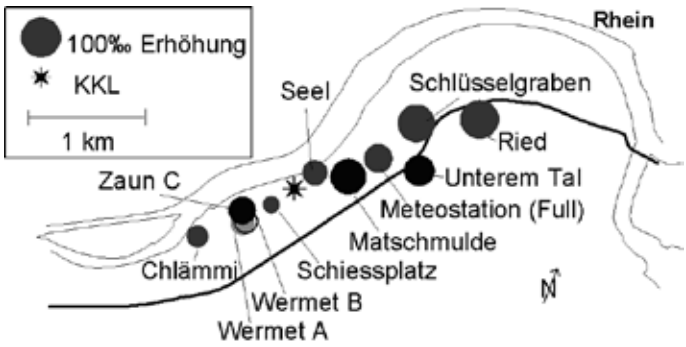
2) Die Δ-Notation korrigiert mit Hilfe der gemessenen $\delta^{13}C$-Wert die Isotopenfraktionierung durch Pflanzen und gibt die relative ^{14}C-Aktivität der Probe (in ‰) an als Differenz zu einem zerfallskorrigierten Standard-Wert (Radiocarbon 19 (1977) 355).



Figur 3: Entwicklung der Δ¹⁴C-Aktivität an den Referenzstationen als Funktion des Blattgewichtes.

Zu erwarten ist, dass an den Referenzstationen die $\Delta^{14}C$-Aktivität im Laufe des Jahres respektive als Funktion des zunehmenden Blattgewichtes praktisch nicht ändert. In Figur 3 bleibt in der Tat der $\Delta^{14}C$-Wert innerhalb der statistischen Messunsicherheit bei 64 ‰, was der für assimilierende Buchen-Blätter in atmosphärischem CO_2 zur Verfügung stehenden $\Delta^{14}C$–Aktivität entspricht. Die Unterschiede zwischen jungen, frischen Blättern und Knospen sind möglicherweise auch deshalb gering, weil das Blattgerüst primär im Frühling aufgebaut wird und einen wesentlichen Anteil des Kohlenstoffs ausmacht. Vergleiche auch mit Figur 7, wo der bei der Veraschung erhaltene Kohlenstoffgehalt dargestellt ist.

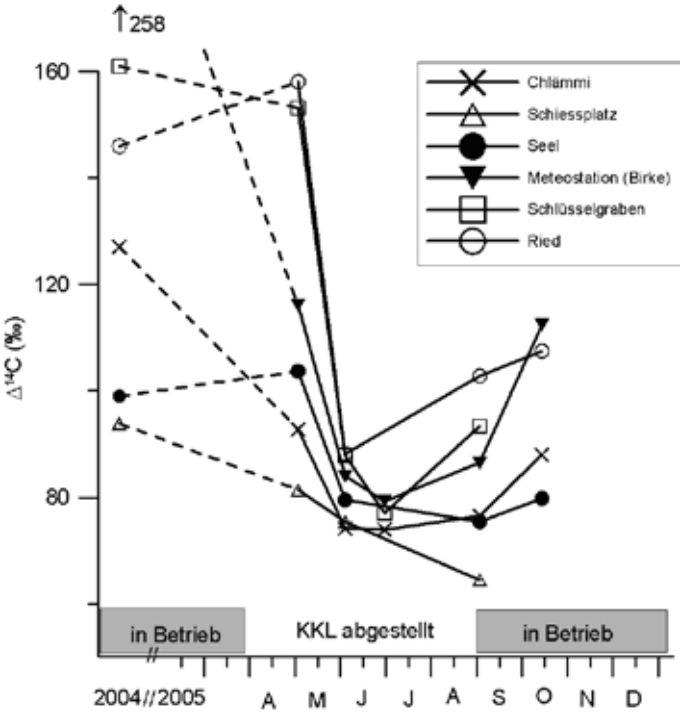
7.1.2. Kernkraftwerk Leibstadt



Figur 4: Netto Δ¹⁴C-Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt für die Probenahme am 2. Mai 2005.

Das KKL war abgestellt vom 28. März bis 30. August 2005. Die am 2. Mai, also kurz nach dem Blattaustrieb, gesammelten jungen Blätter enthielten somit grösstenteils Kohlenstoff 14, der von den Bäumen in früheren Jahren eingelagert wurde. Wie in Figur 5 dargestellt wird, lag die Brutto-$\Delta^{14}C$-Aktivität in den jungen Blättern in der gleichen Grössenordnung wie im Vorjahr. Deshalb konnte für diese auch bei abgestelltem Reaktor in Figur 4 die Ortsabhängigkeit der Netto $\Delta^{14}C$–Werte dargestellt werden. Die Erhöhungen der $\Delta^{14}C$–Werte lagen wiederum in den beiden Hauptwindrichtungen. Sie sind in nordöstlicher Richtung grösser als in südwestlicher. Der früher abgeschätzte Verdünnungsfaktor von ca. $5 \cdot 10^{-7}$ s/m³ wurde für diese eingelagerte Aktivität bestätigt.

Die berechneten zusätzlichen Dosen sind für alle Kernkraftwerke in der Zusammenfassung angegeben.



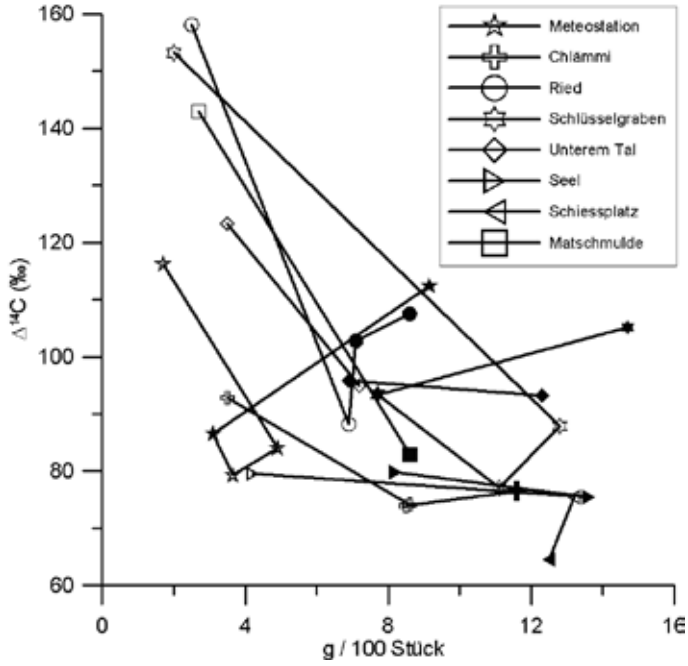
Figur 5: Zeitreihen für Δ¹⁴C Messwerte von Laubproben aus den Hauptwindrichtungen des KKL.

In Figur 5 wird von erhöhten Messwerten ausgegangen, die im Jahre 2004 an 6 Standorten für Blätter von Rotbuchen, Hainbuchen oder Birken bestimmt wurden. Ursache der Erhöhungen waren Emissionen aus dem KKL im Jahre 2004 und früher. Obschon das KKL vom 28. März bis zum 30. August 2005 abgestellt war, zeigten junge Blätter der Frühlingskampagne 2005 immer noch erhöhte $\Delta^{14}C$ Werte: während im Mai 2005 in Blättern an den drei Standorten Ried, Seel und Schlüsselgraben praktisch gleiche Aktivitäten wie im Vorjahr bestimmt wurden, zeigten Blätter von den Standorten Meteostation, Schiessplatz und Chlämmi bereits eine um den Faktor 2–4 geringere Nettoaktivität.

Minimale Aktivitäten wurden im Sommer 2005 bestimmt, wobei der atmosphärische Level von 64‰ nur von einer Probe erreicht wurde; die Sommerblätter zeigten immer noch 10 bis 40% der früher eingelagerten Aktivität. Das heisst, dass in Sommerblättern nur 60 bis 90% des organischen Materials durch neue Assimilation gewon-nen wurde.

Nach der Wiederinbetriebnahme am 30. August stiegen die $\Delta^{14}C$ Level wegen neuen $^{14}CO_2$- Emissionen wieder an, wie die im Oktober genommen 4 Blattproben zeigten. Für die Birken an der Meteostation ist dies verständlich, da sichtbar war, dass ganz neue Blätter gewachsen waren.

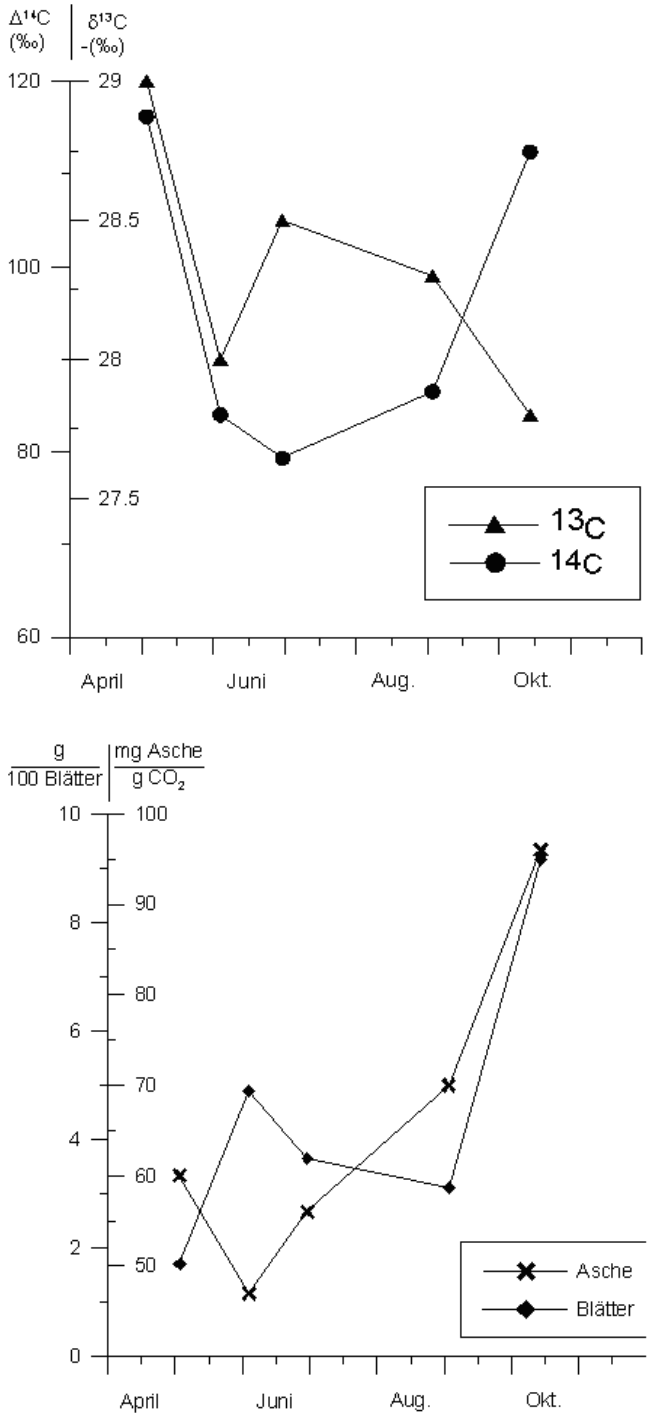
Warum die an den Standorten Ried, Schlüsselgraben und Meteostation gewonnenen Proben bereits Ende August höhere $\Delta^{14}C$- Werte zeigten, ist unklar. Möglicherweise waren die Ende Juni gewonnenen Stichproben wegen natürlicher Schwankungen zufällig tiefer als dem Mittelwert entsprochen hätte. Ein anderer Erklärungsversuch geht von einem aktiven Kohlenstoff-Kreislauf in den Bäumen aus, die beispielsweise nach Stress im heissen Sommer auch im Herbst Kohlenstoff aus den Baum-Reserven mit neu assimiliertem organischen Material in den Blättern ausgetauscht haben.



Figur 6: Änderung der $\Delta^{14}C$-Aktivität in Blättern mit der Gewichtszunahme. Leere Punkte entsprechen einer Probenahme während dem Stillstand, ausgefüllte Punkte einer nach der Wiederinbetriebnahme des KKL.

Ohne Emissionen erwartet man in der Umgebung des KKL mit zunehmendem Gewicht der Blätter eine Annäherung der $\Delta^{14}C$-Werte an den atmosphärischen Wert von 64‰. Es stellt sich also die Frage, ob das grössere Gewicht von ausgewachsenen Blättern die beobachtete und oben dargestellte Abnahme der $\Delta^{14}C$-Aktivität erklärt. Falls dies der Fall wäre, müssten die Produkte aus Netto-Aktivität und Gewicht konstant bleiben.

In Figur 6 ist nicht nur die Entwicklung der $\Delta^{14}C$-Werte mit dem Blattgewicht dargestellt, sondern auch die zeitliche Reihenfolge der Probenahme durch die Verbindungslinie zwischen den Messpunkten. Leere Punkte entsprechen einer Probenahme während dem Stillstand, ausgefüllte Punkte einer nach der Wiederinbetriebnahme des KKL.



Figur 7: Zeitliche Entwicklung der $\Delta^{14}C$-Aktivität in Blättern eines ausgewählten Baumes in der Umgebung des KKL.

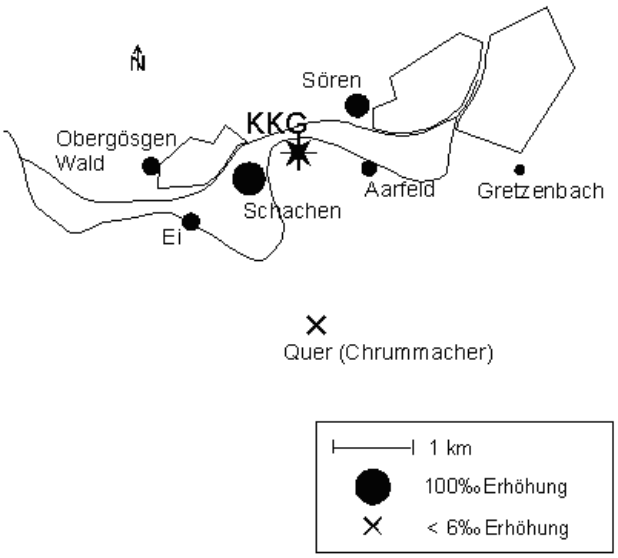
Die Figur 6 zeigt, dass in der Tat die $\Delta^{14}C$-Werte von jungen und also leichten Blättern mit zunehmendem Blattgewicht abnehmen. Die Produkte aus Netto-Aktivität und Blattgewicht bleiben z.B. bei den Proben von Standort Unterem Tal und bei der ersten Serie der Blätter von Meteostation und Ried ungefähr konstant. Ein zunehmendes Produkt wie bei Schlüsselgraben und der Herbstprobe von Ried kann entweder mit der Annahme erklärt werden, dass der Baum nochmals Kohlenstoff aus seiner Reserve in die Blätter einlagert. Die zweite Erklärungsmöglichkeit besteht darin, dass der Anteil von frisch assimiliertem Kohlenstoff in den leichten Proben bereits dominiert.

Am Standort Meteostation (siehe Figur 4) wurden im Laufe des Jahres 2005 mehrmals Blätter von derselben Birke genommen. Die gemessenen $\Delta^{14}C$- und $\delta^{13}C$-Werte sind in Figur 7 zusammen mit dem Blattgewicht und der Menge Asche pro g CO_2, die bei der Verbrennung entsteht, dargestellt.

Die Netto $\Delta^{14}C$-Aktivität (Messunsicherheit: ± 3‰) nimmt vom 2. Mai bis im Sommer von ca. 50‰ auf 20‰ ab. Wie bereits in den Ausführungen zu den Figuren 5 und 6 beschrieben, ist dies damit zu erklären, dass die in früheren Jahren wegen den Emissionen des KKL eingelagerte ^{14}C-Aktivität während dem Stillstand des KKL durch atmosphärisches CO_2 verdünnt wurde. Der Wiederanstieg des Netto $\Delta^{14}C$-Wertes auf 47‰ bis im Oktober stimmt mit den wiedereinsetzenden Emissionen nach dem Betriebsunterbruch überein; die Abluft enthielt im September und Oktober ca.100Bq $^{14}C/m^3$, d.h. ca. 200 Mal mehr als im Sommer. Die im Herbst neu gewachsenen Birken-blätter zeigen die erhöhten ^{14}C-Aktivitäten in der Luft, sind aber auch grösser und schwerer als die Frühlings- und Sommerblätter und ergaben mehr Asche, d.h. sie enthalten entsprechend mehr anorganische Komponenten relativ zur CO_2-Menge, die bei der Verbrennung entstand.

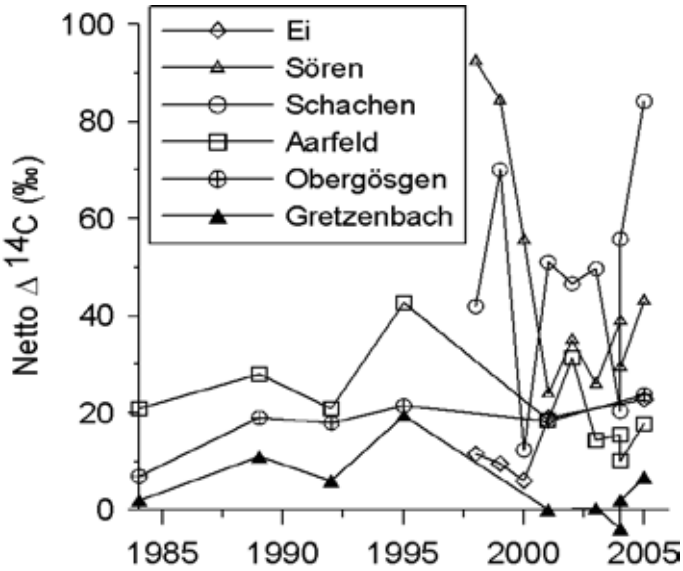
7.1.3. Kernkraftwerk Gösgen

Das Langzeitüberwachungsprogramm des KKG wurde im Jahre 2005 weitergeführt und ergab die in den Figuren 8 und 9 dargestellten Werte. In Figur 8 sind die Resultate der am 5. Juli 2005 gewonnenen Blattproben dargestellt. Man sieht, dass die Ausbreitung vorwiegend in südwestlicher und nordöstlicher Richtung erfolgt mit maximalen Netto- $\Delta^{14}C$-Werten in Schachen (83‰) in südwestlicher und mit 42‰ in Sören in nordöstlicher Richtung. In grösseren Abständen als 1 km und seit-wärts von diesen Hauptausbreitungs-Richtungen sind die ^{14}C-Gehalte in den Blättern kleiner und liegen grösstenteils im Bereich der ^{14}C-Konzentrationen an den Referenzstationen. Insbesondere ergab die Stichprobe in Chrummacher einen $\Delta^{14}C$-Wert von 65‰, was mit dem in Figur 2 für Referenzstationen dargestellten Mittelwert von 64‰ sehr gut übereinstimmt. Solche Übereinstimmungen erhöhen unser Vertrauen in die Reproduzierbarkeit unserer Aufarbeitungs- und Messmethoden.



Figur 8: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}C$-Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG).

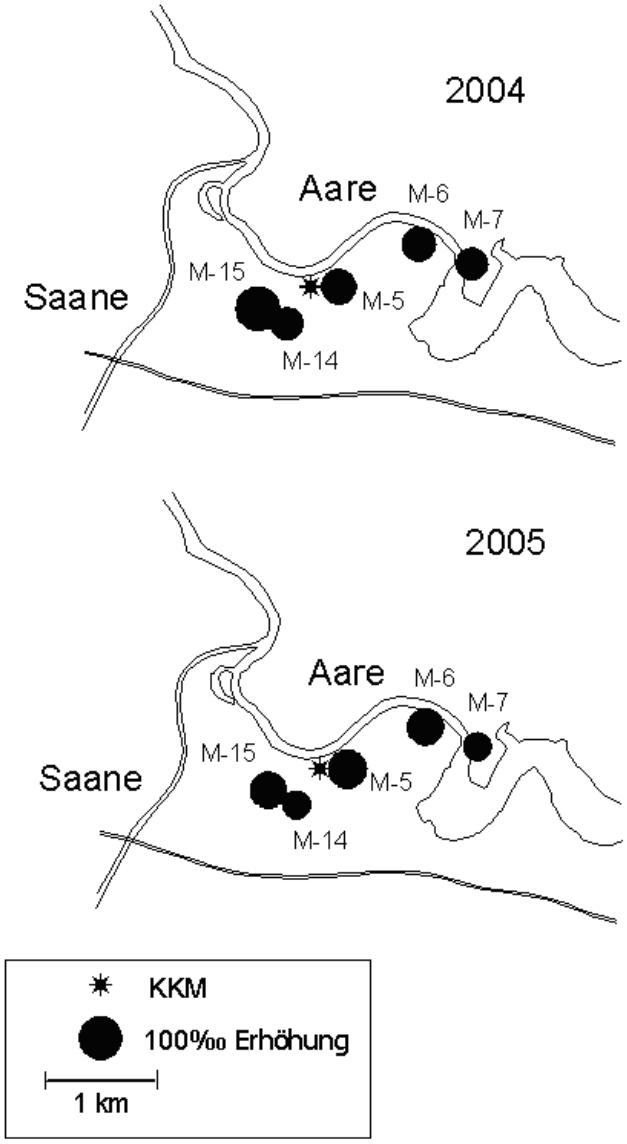
Man sieht, dass 2005 ähnliche Erhöhungen gemessen wurden wie in früheren Jahren: meistens lagen die Netto $\Delta^{14}C$-Werte zwischen 0 und 40‰. Der Wert von 83‰ für die Blätter von Schachen ist nicht aussergewöhnlich, ergaben doch die Messungen auch schon früher, dass Schachen in einer Entfernung von ca. 800m von der Emissionsquelle recht gut als kritischer Geländepunkt gelten kann.



Figur 9: Zeitliche Entwicklung der Netto$\Delta^{14}C$-Werte in der Umgebung des KKG (Standorte: siehe Figur 8).

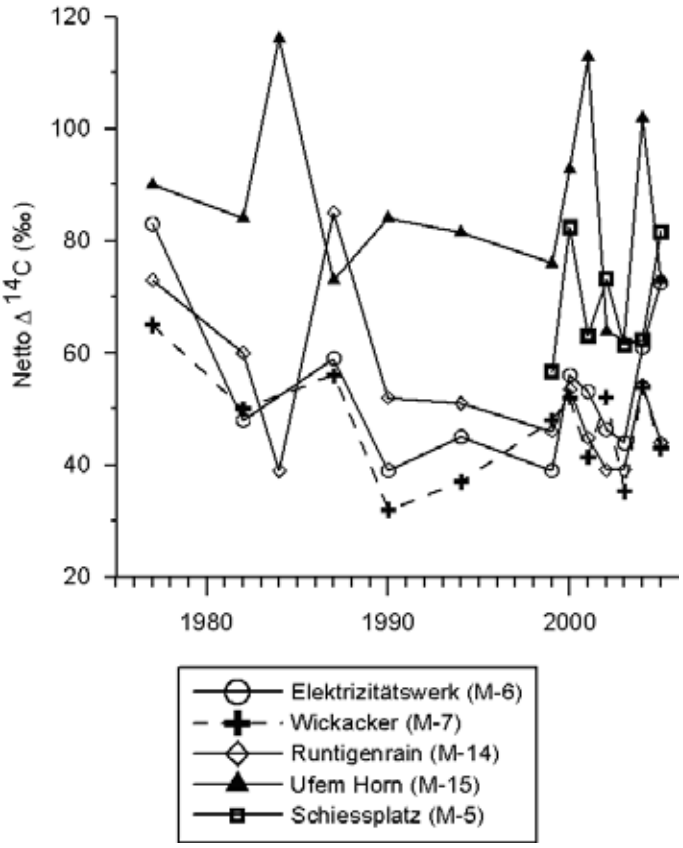
7.1.4 Kernkraftwerk Mühleberg

Auch wenn in früheren Jahresberichten des BAG praktisch keine ^{14}C-Messresultate aufgeführt sind, wurden Probenahmen und Messungen in der Umgebung des KKM in den letzten Jahren fortgesetzt. In Figur 10 sind die Netto $\Delta^{14}C$-Werte als Kreisflächen in den beiden Hauptwindrichtungen für 5 Standorte aufgetragen. In den Jahren 2003 bis 2005 betrugen die Netto $\Delta^{14}C$-Werte 37‰ bis 64‰, 54‰ bis 104‰ und 44‰ bis 82‰. Wie aus früheren Untersuchungen bekannt ist, nimmt die Netto $\Delta^{14}C$-Erhöhung in grösseren Entfernungen als in Figur 10 dargestellt und quer zur Hauptwindrichtung rasch ab (z.B. BAG Jahresbericht 2000, Seite B.7.1.4, Figur 3).



Figur 10: Netto $\Delta^{14}C$-Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) für die Probenahmen in den Jahren 2004 und 2005.

Die Darstellung in Figur 11 zeigt, dass die Netto $\Delta^{14}C$-Werte in Blattproben in den letzten Jahren etwa gleichgeblieben sind. Daraus kann geschlossen werden, dass auch die Emissionsraten aus diesem Siedewasserreaktor sich nicht wesentlich verändert haben. Dieser Schluss, resp. eine Übereinstimmung zwischen Modell und Messungen innerhalb eines Faktors 2, können für das hügelige Gelände als zufriedenstellend bezeichnet werden.



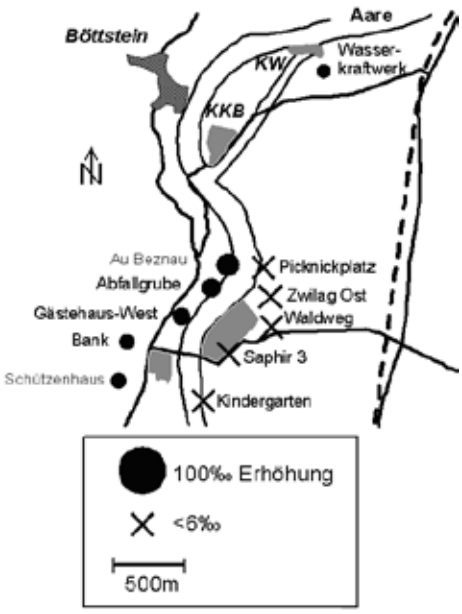
Figur 11: Langzeitreihen an Stichproben aus der Umgebung des KKM (Standorte: siehe Figur 10).

7.1.5 Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau

Die ^{14}C- und $\delta^{13}C$-Messungen in den Blattproben wurden am PSI durchgeführt. Die statistische Messunsicherheit für die $\Delta^{14}C$-Werte beträgt 6‰ oder 7‰. Die $\delta^{13}C$-Werte liegen alle zwischen -27.1‰ und -33.3‰.

Leicht erhöhte $\Delta^{14}C$-Werte um bis zu 20‰ wurden westlich der Aare gemessen, während in den drei anderen Richtungen vom PSI die Messwerte innerhalb des Fehlers mit den Werten der Referenzstationen (Figuren 1 und 2) übereinstimmen. Dies gilt ebenfalls für die Stichprobe im Nordosten des KKB, was auf die geringen Emissionen des KKB hinweist. Auffällig ist einzig, dass der $\Delta^{14}C$-Wert für

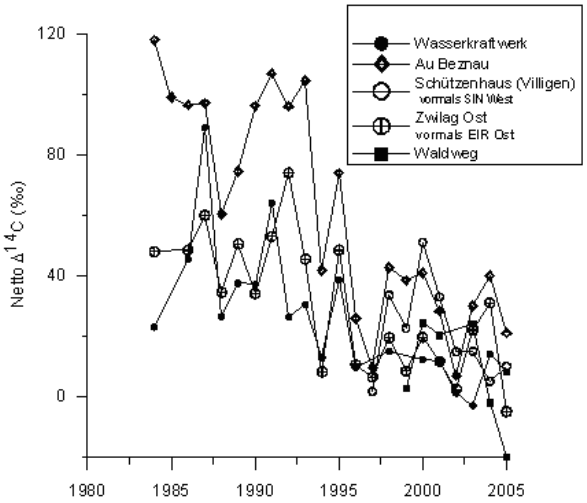
den Waldweg mit 34 ± 5‰ signifikant tiefer liegt. Möglicherweise zeigt sich der Suess-Effekt in der Nähe der Strasse und des Parkplatzes.



Figur 12: Netto $\Delta^{14}C$-Werte in der Umgebung des Paul Scherrer Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2005 (Jost Eikenberg, R. Siegwolf, PSI)

Die Messungen für Blattproben, die im Jahre 2005 genommen wurden, ergaben ähnliche Netto $\Delta^{14}C$-Werte wie in den früheren 10 Jahren. Daraus kann auf ziemlich konstante Emissionsraten geschlossen werden. Die Variationen sind primär auf veränderliche Ausbreitungsbedingungen während des Wachstums der Blätter zurückzuführen.

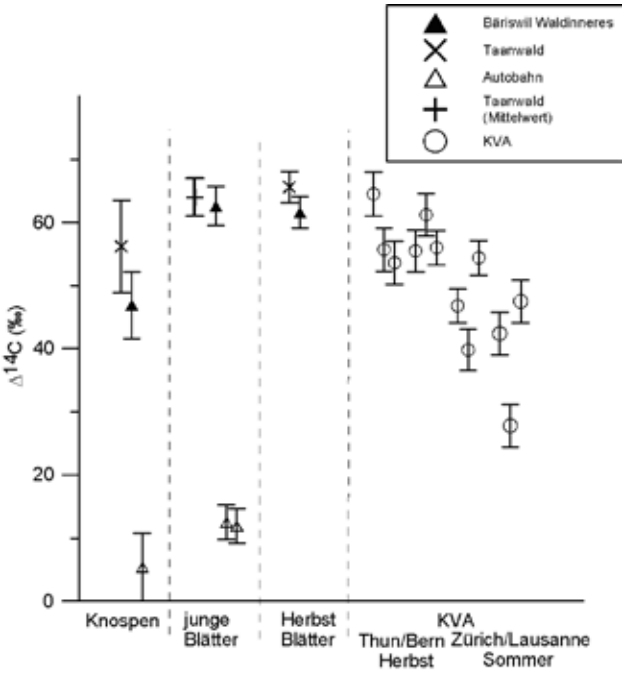
Figur 13: Zeitreihen der Netto $\Delta^{14}C$-Werte in Blättern aus der



Umgebung des PSI, des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des KKB (Standorte: siehe Figur 12).

7.1.6 Kehrichtverbrennungsanlagen

Im Rahmen einer Maturaarbeit[3)] wurde die Frage untersucht, wie stark die $\Delta^{14}C$-Werte durch Emissionen einer Autobahn reduziert werden. Im April und Mai 2005 wurden deshalb ca. 10 m neben der Autobahn Bern – Zürich in Bäriswil Knospen- und Blattproben erhoben. Deren $\Delta^{14}C$-Werte wurden mit Werten von einem 1.5 km entfernten Wald und mit den Werten der Referenzstation Taanwald verglichen. Eine Erniedrigung von 50‰ wurde in Knospen und jungen Blättern bestimmt, die in der Nähe der Autobahn wuchsen. Die Knospen geben die Erniedrigung des Jahres 2004 wider. Junge Blätter enthalten bereits einigen Kohlenstoff, der 2005 durch Assimilation eingelagert wurde (vgl. auch Legende zu Figur 12).



Figur 14: Erniedrigung der ^{14}C Aktivität durch Emissionen fossiler Brennstoffe

Auch in früheren Jahresberichten des BAG wurden Ergebnisse mit diesem Suess- Effekt publiziert, wobei insbesondere die Umgebung von Kehrichtverbrennungsanlagen und von Schweizerhalle beprobt wurde.

So wurden Netto $\Delta^{14}C$-Werte zwischen ca. -10 und -30‰ gemessen. Auch 2005 wurde die Umgebung von KVA's überwacht und die Resultate der Anlagen in den Städten Thun, Bern, Zürich und Lausanne sind in der Figur 14 auch eingezeichnet.

KVA's ergeben $\Delta^{14}C$-Erniedrigungen bis zu 40‰: an der Rue du Vallon in Lausanne wurde mit $\Delta^{14}C$ = 28‰ der kleinste der insgesamt 12 Stichprobenwerte gemessen. Die $\delta^{13}C$-Werte lagen zwischen –29‰ und -31‰, wie es für CO_2 aus fossiler Verbrennung erwartet werden kann.

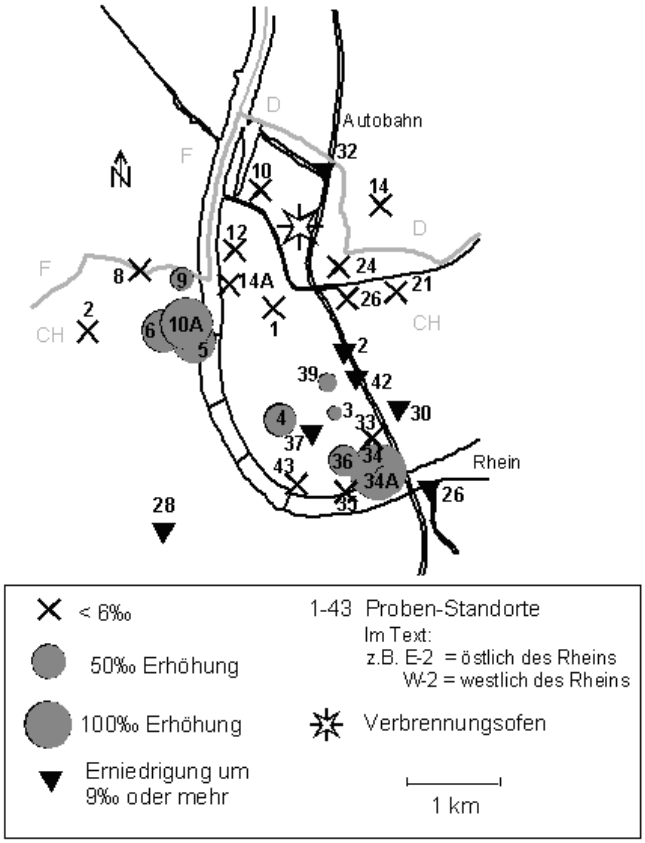
3) Rahel Kindler: Baumblätter-Holz-Klima; ^{14}C gibt Antworten, Gymnasium Hofwil, Münchenbuchsee (2005)

7.1.7 Region Basel

Basis für die Interpretation der Messwerte aus Basel bildet die Probe E-01. Ihr $\Delta^{14}C$-Wert liegt mit 63‰ innerhalb der Messunsicherheit gleich hoch wie die Werte der Referenzstationen (Figuren 1 und 2; Mittelwert: 64 ± 3‰); der Netto $\Delta^{14}C$-Wert von E-01 liegt also tiefer als 6‰.

Als Basis können ebenfalls die Resultate der übrigen Stationen benutzt werden, die kreisförmig um den Verbrennungsofen RSMVA angeordnet sind (E-10, E-12, E-14, E-14A, E-21, E-24, E-26). Ihre $\Delta^{14}C$-Werte liegen zwischen 57‰ und 69‰. Zugleich folgt aus diesen Resultaten, dass allfällige Emissionen in CO_2-Form durch den Ofen RSMVA zu keiner signifikanten Erhöhung der $\Delta^{14}C$-Werte führt. Dies ist auch nicht zu erwarten, weil ^{14}C-haltige Abfälle nachts verbrannt werden.

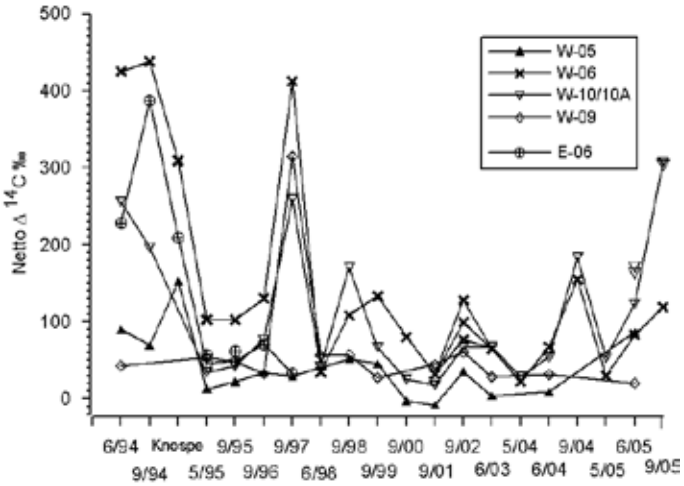
Den Suess-Effekt, d.h. eine Verdünnung des ^{14}C-Gehaltes durch Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe, zeigten Blätter insbesondere längs der Autobahn (E-32, E-02, E-42, E-30, E-26); die $\Delta^{14}C$-Werte liegen zwischen 45‰ und 55‰. Diese Erniedrigungen um 10‰ bis 20‰ liegen in der gleichen Grössenordnung wie diejenigen in der Umgebung der KVA's (siehe Figur 14).



Figur 15: Netto $\Delta^{14}C$-Werte für Blattproben, die am 15. Juni 2005 in Basel erhoben wurden. Die zeitliche Entwicklung der ^{14}C-Erhöhungen in den beiden Gebieten (Novartis Werk St. Johann und Roche) werden in den drei folgenden Figuren im Detail diskutiert.

Deutlich erhöhte $\Delta^{14}C$-Werte wurden westlich des Rheins beim Areal der Firma Novartis Werk St. Johann (Netto bis 170‰ am Voltaplatz W-06) und östlich des Rheins in der Umgebung der Firma Roche (Netto bis 148‰) gemessen. Für beide Gebiete folgt jedoch aus der geographischen Verteilung der Erhöhungen, dass es sich um lokale Emissionsfolgen handelt, da in weniger als 1 km Entfernung vom Ort mit der grössten Erhöhung die Blätter schon wieder das Niveau der Referenzstationen zeigen: Proben von W-02 und W-08 ergaben $\Delta^{14}C$-Werte von 62‰ resp. 67‰, Proben von E-33 und E-35 $\Delta^{14}C$-Werte von 64‰ resp. 60‰.

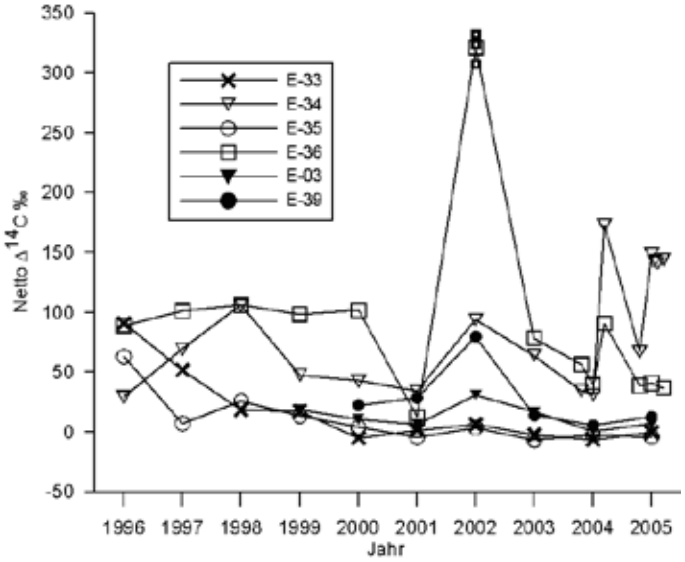
Die Standorte W-06 und W-10A, die Erhöhungen der Netto $\Delta^{14}C$-Werte am deutlichsten zeigen, wurden im Mai, Juni und September 2005 beprobt, W-05 und W-09 nur im Juni. Die meisten Proben ergaben Netto-Erhöhungen im Bereich bis zu 170‰; diese waren also etwa gleich hoch wie in den vorangehenden Jahren seit 1998. Nur eine der September-Proben vom Standort W-10A ergab mit einem Netto $\Delta^{14}C$-Wert von ca. 300‰ eine stärkere Erhöhung. Ein Teil dieser Blätter wurde wie Salat gewaschen; die Aktivität liess sich aber dadurch nicht entfernen (Netto 307‰ vor und Netto 302‰ nach dem Waschen). Die Berechnung allfälliger Strahlendosen wird in der Zusammenfassung angegeben.



Figur 16: Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}C$-Werte am Voltaplatz (Standorte siehe Figur 15)

Maximale Erhöhungen mit Netto $\Delta^{14}C$-Werte von 140‰ bis 150‰ wurden am Standort E-34 direkt angrenzend an das Areal der Firma Roche gemessen. Drei Proben, die Mitte Juni gewonnen wurden, ergaben praktisch eine gleiche Erhöhung von ca.140‰ wie eine Probe Anfang September. Dass es sich aber vorwiegend um abgelagerte Aktivität handelt, zeigte für E-34 die Anfang Mai genommene Probe, deren Aktivität mit Netto 67‰ erst halb so gross war. In Figur 15 ist auch dargestellt, dass die Aktivität im Norden und Westen des Areals in kurzer Entfernung auf Werte der Referenzstandorte zurück geht, dass es sich also um eine lokale Quelle und Erhöhung handeln muss.

Der Jahresgang der Aktivität beim Roche Areal wird in Figur 18 dargestellt, die Resultate des Abwaschens von Aktivität in Figur 20.



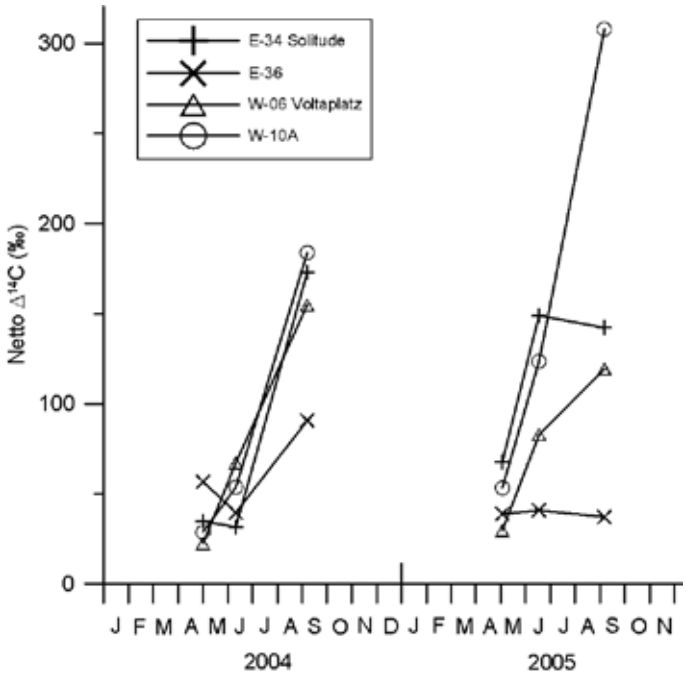
Figur 17: Zeitreihe der Netto Δ^{14}C-Werte beim Areal der Firma Roche (Standorte: siehe Figur 15)

Beim Areal der Firma Roche (E-34 undE-36) und bei der Firma Novartis Werk St.Johann (W-06 und W-10A) wurden in den Jahren 2004 und 2005 erstmalig je mehrere Proben zu verschiedenen Jahreszeiten genommen. In Figur 18 sind auffällig

- dass die Aktivität der Blätter im Laufe des Jahres (2004 **und** 2005) ansteigt
- dass die Frühlings-Blätter 2005 wieder mit geringerer Aktivität als Ende 2004 starten
- dass am Standort W-10A mit einer Netto Ak-tivität von ca. 300‰ der höchste der 2005 gemessenen Werte erreicht wurde.

Als Erklärung der Beobachtungen bietet sich an, dass mindestens ein Teil der Aktivität auf den Blättern abgelagert ist. Aktivität könnte sich so auf der Blattoberfläche akkumulieren und im Laufe eines Jahres zunehmen. Ein Teil könnte aber durch Niederschlag auch wieder abgewaschen werden, was z.B. die gleichbleibende Aktivität der Proben E-34 und E-36 von Juni bis September 2005 erklären würde.

Seit Juli 2004 werden die Proben so pyrolysiert, dass alle entstehenden kohlenstoffhaltigen Gase aufgefangen und mitgemessen werden. Es ist aber unwahrscheinlich, dass die im September 2004 gemessene höhere Aktivität als im Mai und Juni auf das geänderte Aufarbeitungsverfahren zurückzuführen ist, weil die Aktivität der Blätter im Frühling 2005 wiederum geringer startete.



Figur 18: Jahreszeitliche Entwicklung der Netto Δ^{14}C-Aktivität an einigen Standorten in Basel

Der erste Schritt bei der Aufarbeitung der Proben ist die Trocknung der Blätter. Vergleichsmessungen ergaben, dass dasselbe Δ^{14}C-Resultat erreicht wird, ob die Trocknung bei 20°C oder (wie früher) bei 40°C bis 70°C erfolgt.

Falls der Verdacht besteht, dass ein Teil der Aktivität auf der Blattoberfläche abgelagert ist, kann mit zwei Verfahren versucht werden, die Aktivität abzuwaschen. Basis- und Vergleichswerte bilden jedoch die Resultate der direkten Verbrennung (d.h. ohne Waschverfahren).

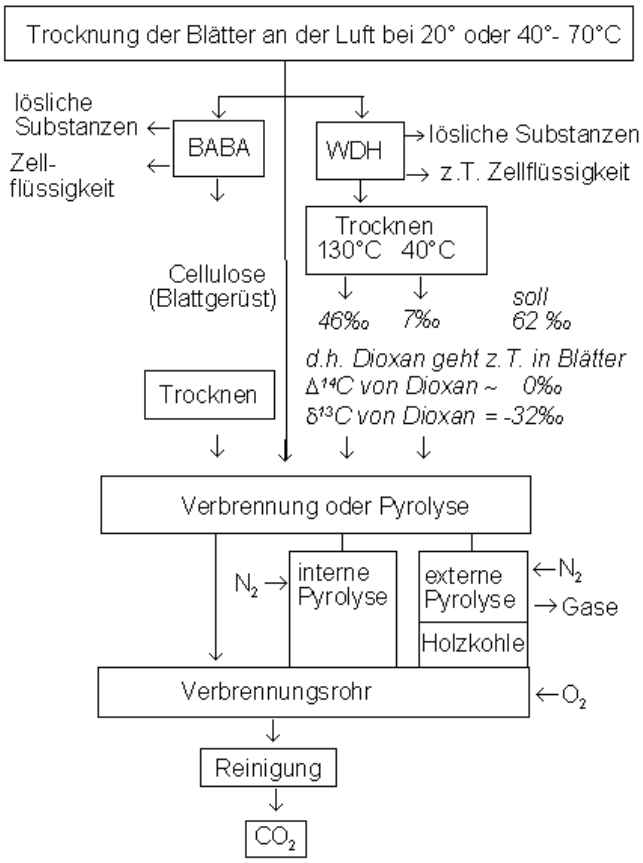
Diese direkte Verbrennung und die beiden chemischen Waschverfahren, die über ein gewöhnliches "Salatwaschen" hinaus gehen, sind in Figur 19 schematisch dargestellt (BABA und WDH).

Die Behandlung mit Natronlauge und Salzsäure (BABA) entfernt nicht nur die löslichen Substanzen, sondern auch die Zellflüssigkeit, so dass nur noch die Cellulose bleibt. Bei Blättern der Referenzstation stimmen die Δ^{14}C-Aktivität des unbehandelten Laubes und diejenige der Cellulose überein, d.h. dass für die Referenzstation der Δ^{14}C-Gehalt von Zellflüssigkeit und Cellulose gleich gross ist.

Auf das Waschverfahren WDH (Wasser, Dioxan, Hexan) und die Ergebnisse der Trocknung danach bei zwei verschiedenen Trocknungstemperaturen wird in Figur 20 eingetreten.

Die Pyrolyse findet in einer Stickstoffatmosphäre statt. Während bei der internen Pyrolyse die Gase aufgefangen resp. zu CO_2 verbrannt werden, ist das Köhlerrohr bei der

externen Pyrolyse offen und erlaubt ein Abfackeln entstehender Gase. Dabei kann Kohlenstoff der Probe verloren gehen. Die bei der Pyrolyse entstandene Holzkohle wird zu CO_2 verbrannt.

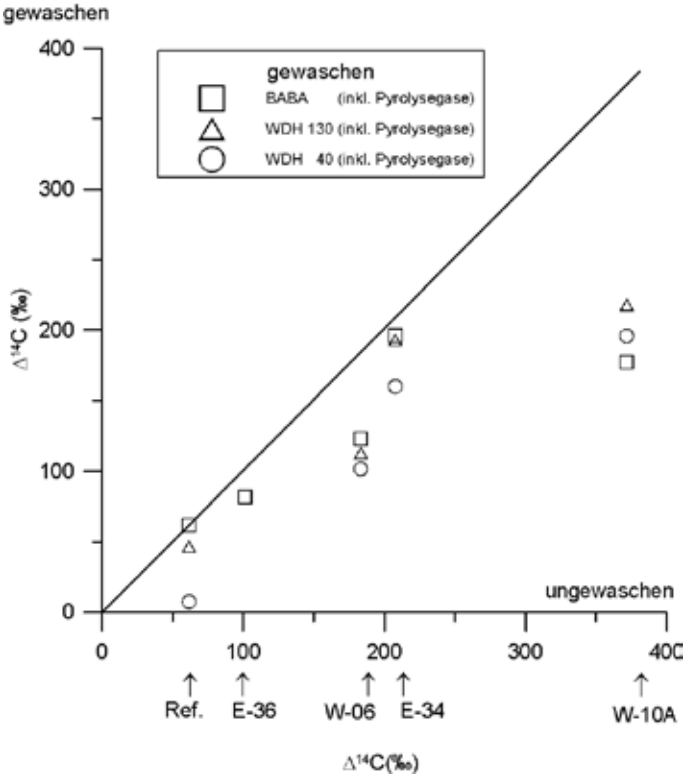


Figur 19: Aufarbeitungsschritte zur Herstellung von CO_2 aus Laubblättern

Auf der Abszissenachse in Figur 20 sind die $\Delta^{14}C$-Resultate der ungewaschenen Blätter, auf der Ordinatenachse diejenigen der gewaschenen Proben aufgetragen. Die Waschverfahren sind in der Legende zu Figur 19 erklärt. Behandelt wurden je zwei Proben aus der Umgebung der Firma Roche (E-34 und E-36) und vom Gebiet der Firma Novartis Werk St. Johann (W-06 und W-10A) und zum Vergleich auch Blätter der Referenzstation.

Diese letzteren zeigten überraschenderweise ebenfalls eine Reduktion der Aktivität, obschon ja nichts abzuwaschen war. Dies muss so interpretiert werden, dass die Lösungsmittel aus petrochemischer Produktion mit fossilem Kohlenstoff ins Blatt eindringen, mitextrahiert werden und zu einer Erniedrigung der $\Delta^{14}C$-Aktivität führen. Bei der Trocknung bei 40°C nach dem Waschvorgang bleibt mehr fossiler Kohlenstoff im Blatt als bei der Trocknung bei 130°C.

Die Blattproben von den Standorten beim Areal der Firma Novartis Werk St.Johann und (weniger ausgeprägt) beim Areal der Firma Roche zeigen, dass sich einige Aktivität abwaschen lässt und also auf der Blattoberfläche abgelagert war, dass aber vermutlich auch Überreste der zum Waschen verwendeten Substanzen zur Erniedrigung der $\Delta^{14}C$-Aktivität beitragen. Verschiedene Waschverfahren müssen also weiter untersucht werden, um die auf dem Blatt abgelagerte Aktivität von eingebauter (inklusive assimiliertem CO_2) unterscheiden zu können.



Figur 20: $\Delta^{14}C$-Resultate von Blattproben, die mit verschiedenen Verfahren gewaschen wurden

7.1.8. Krypton-85 (^{85}Kr)

Die Langzeitreihe zeigt, wie die ^{85}Kr Aktivität in den letzten 15 Jahren kontinuierlich angestiegen ist. Die ^{85}Kr Aktivität macht den grössten Anteil der künstlichen Radioaktivität aus. Die Strahlendosis (< 1 micro Sv/a) ist jedoch gegenüber derjenigen von Radon-Folgeprodukten vernachlässigbar.

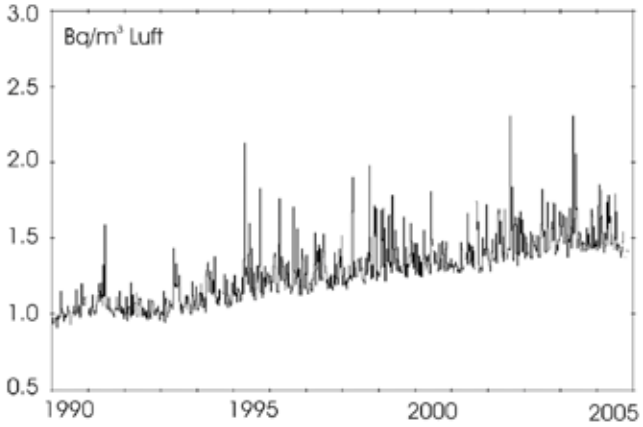
Während einer Woche wird auf dem Jungfraujoch gesamthaft ca. 1m³ Luft durch einen mit flüssigen N_2 gekühlten Aktiv-Kohle-Behälter gepumpt. Aus der Probe wird im Bundesamt für Strahlenschutz, Freiburg im Br., das Krypton abgetrennt (ca. 1cm³ STP) und die ^{85}Kr-Aktivität gemessen.

Der Grundwert, d.h. die tiefsten Wochenwerte, beträgt Ende 2005 ca. 1.4Bq/m³. Die in früheren BAG Jahresberichten erwähnte jährliche Aktivitätszunahme kann für das Berichtsjahr nicht eindeutig bestätigt werden. Dieser Grundwert entspricht dem Niveau der Troposphärenluft

auf der Nordhalbkugel, das in Proben vom Jungfraujoch besonders gut bestimmt werden kann.

Pro Jahr zerfallen in der Atmosphäre ca. 6.5% des ^{85}Kr-Inventars. Zur Aufrechterhaltung eines konstanten ^{85}Kr-Levels in der Luft müssen also ca. 3.5 * 10^{17} Bq pro Jahr aus den Wiederaufbereitungsanlagen freigesetzt werden (siehe BAG Bericht 2002).

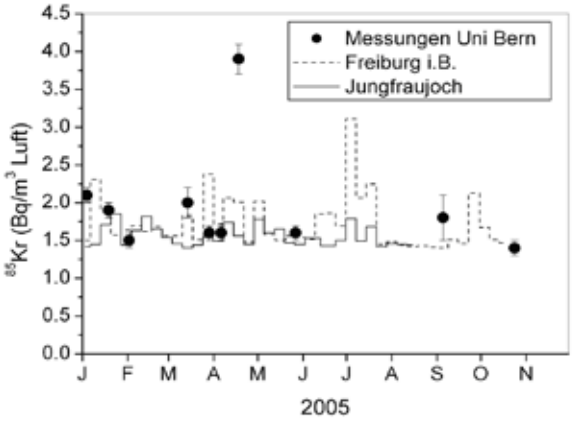
Erhöhte ^{85}Kr-Aktivitäten sind dann zu beobachten, wenn unvollständig verdünnte Abluftfahnen von La Hague oder Sellafield die Probenahmestation erreichen. Auch im Jahre 2005 sind solche Spitzen gemessen worden mit Maximalwerten (der Wochenproben) von ca. 1.8 Bq/m^3. Auffällig ist zudem, dass in beiden Jahren im August / September keine Spikes gemessen wurden. Wahrscheinlich wurden in dieser Zeit in La Hague und Sellafield keine Aufarbeitungen durchgeführt (Sommerpause).



Figur 21: Gemessene ^{85}Kr-Aktivitäten in Luftproben die seit 1990 auf dem Jungfraujoch (3500m) gesammelt wurden

Wie Figur 22 zeigt, liegt der Grundlevel von ^{85}Kr gegenwärtig bei ca. 1.4 Bq/m^3. Während die Messungen der Proben vom Jungfraujoch und von Freiburg Mittelwerte über einer Woche darstellen, sind die Resultate der in Bern genommenen Proben Momentanwerte: ihre Probenahme im Labor des Instituts erfolgte während Minuten bis Stunden.

Wochenproben sind stärker vermischt und verdünnt als Stundenproben. Deshalb können die Maximalwerte in Stundenproben höher ausfallen: die Probe vom 18. April ergab mit 4 Bq/m^3 den höchsten gemessenen Wert. Verständlich ist auch, dass die Aktivitäten in Proben von Freiburg häufiger über 2 Bq/m^3 sind als auf dem Jungfraujoch. Die statistische Messunsicherheit der Proben von Bern sind deswegen höher als die Fehler der anderen Proben, weil die ^{85}Kr-Aktivität in Bern an nur 10 microliter Krypton (aus 10-20 l Luft) bestimmt wird.



Figur 22: Vergleich der gemessenen ^{85}Kr-Aktivitäten in Luftproben, die in Freiburg im Br., in Bern und auf dem Jungfraujoch gesammelt wurden

7.1.9. Tritium (^{3}H)

Auch 2005 wiesen die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen im Jahresmittel gegenüber dem Vorjahr nur geringfügige Unterschiede auf. Ausnahmen bilden die Konzentrationen an den Stationen Basel (Zunahme) und Bern (Abnahme). Die Abnahme in Bern hängt wahrscheinlich wei-terhin mit den Umstellungen in der Leuchtfarbenindustrie zusammen. Einzelne Kontaminationsfahnen können nach wie vor das Berner Oberland erreichen (Meiringen, März 06 mit 9.5 Bq/l). Der Nachweis eines direkten Zusammenhangs lässt sich allerdings (wie bereits bei früheren Fällen erwähnt) nicht über die Monatsmittel der Niederschläge führen, da die zeitliche Auflösung dafür nicht ausreicht.

Das Flusswasser der Aare bei Brugg wird nunmehr wöchentlich gemessen (Tab. 3 und Fig. 28). Dies verbessert die zeitliche Auflösung der einzelnen Konzentrationserhöhungen über das KKW Gösgen. Im arithmetischen Mittel lagen sie unter denen des Vorjahres.

Tabelle 1: Tritium-Resultate im Niederschlag 2005 (^3H in Bq/l

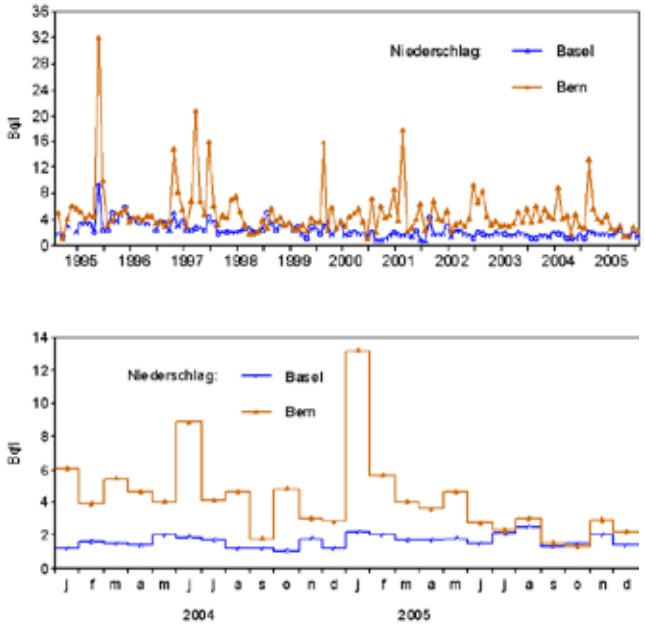
	Basel	Bern	Grimsel	Guttannen	Meiringen	Vaduz*	Nyon*	La Brévine*	Locarno	Aare Brugg
JAN	2.2 ±0.1	13.2 ±0.4	1.1 ±0.1	1.0 ±0.1	1.4 ±0.1	1.1 ±0.1	0.7 ±0.1	1.0 ±0.0	keine Probe	1.9 ±0.1
FEB	2.0 ±0.1	5.7 ±0.2	0.9 ±0.1	1.2 ±0.1	1.1 ±0.1	0.9 ±0.1	0.8 ±0.1	1.2 ±0.1	keine Probe	2.1 ±0.2
MAR	1.7 ±0.1	4.0 ±0.2	2.0 ±0.1	1.4 ±0.3	9.5 ±0.3	1.2 ±0.1	1.3 ±0.1	1.5 ±0.1	0.8 ±0.0	7.1 ±0.3
APR	1.7 ±0.1	3.6 ±0.1	1.3 ±0.1	1.4 ±0.1	1.4 ±0.1	1.3 ±0.1	1.1 ±0.1	1.2 ±0.1	0.8 ±0.0	6.6 ±0.2
MAI	1.8 ±0.1	4.6 ±0.2	1.3 ±0.1	1.4 ±0.1	1.3 ±0.1	1.4 ±0.1	1.4 ±0.1	1.1 ±0.0	1.2 ±0.1	3.1 ±0.2
JUN	1.5 ±0.1	2.7 ±0.1	1.3 ±0.1	1.7 ±0.1	1.2 ±0.1	1.6 ±0.1	1.4 ±0.1	1.0 ±0.0	1.0 ±0.0	1.7 ±0.2
JUL	2.1 ±0.1	2.3 ±0.2	1.3 ±0.1	1.3 ±0.1	1.1 ±0.1	1.8 ±0.1	1.2 ±0.1	1.4 ±0.0	1.0 ±0.0	1.9 ±0.2
AUG	2.5 ±0.1	3.0 ±0.1	1.6 ±0.1	1.7 ±0.1	1.9 ±0.1	1.7 ±0.1	1.6 ±0.1	1.6 ±0.1	1.1 ±0.0	1.4 ±0.3
SEP	1.3 ±0.1	1.5 ±0.1	1.3 ±0.1	1.6 ±0.1	1.7 ±0.1	1.5 ±0.1	keine Probe	1.0 ±0.0	0.8 ±0.0	1.7 ±0.3
OKT	1.5 ±0.1	1.3 ±0.1	1.0 ±0.1	1.0 ±0.1	1.0 ±0.1	1.0 ±0.1	1.0 ±0.1	0.8 ±0.0	0.8 ±0.0	2.2 ±0.3
NOV	2.0 ±0.1	2.9 ±0.1	1.3 ±0.1	1.4 ±0.1	1.7 ±0.1	1.3 ±0.1	1.1 ±0.1	keine Probe	0.8 ±0.0	1.6 ±0.2
DEC	1.4 ±0.1	2.2 ±0.1	1.2 ±0.2	1.2 ±0.1	1.5 ±0.1	1.2 ±0.1	0.9 ±0.1	0.8 ±0.0	0.5 ±0.0	2.5 ±0.3

* NISOT-Station (Bundesamt für Umwelt)

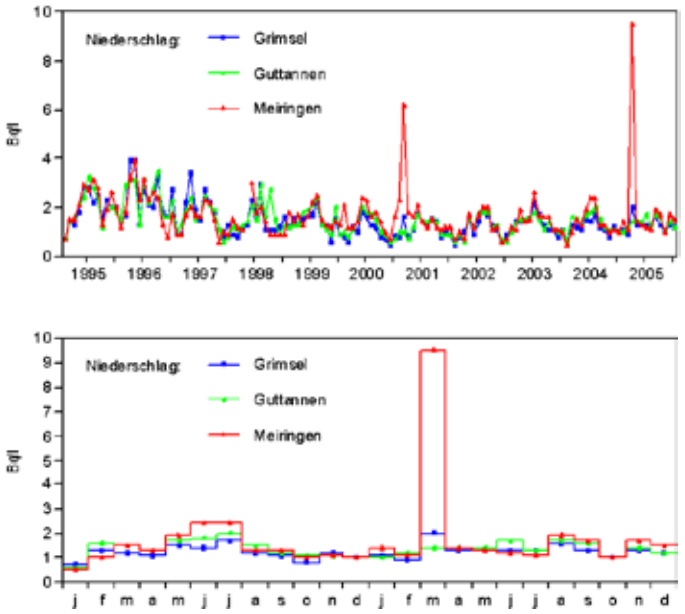
Tabelle 2: Vergleich der Jahresmittel an den BAG Stationen 2004 und 2005

	Basel (Bq/l)	Bern (Bq/l)	Vaduz* (Bq/l)
Mittel 2005:	1.8	3.4	1.5
Mittel 2004:	1.4	4.9	1.5
	Meiringen (Bq/l)	Guttannen (Bq/l)	Grimsel (Bq/l)
Mittel 2005:	1.7	1.4	1.3
Mittel 2004:	1.5	1.4	1.1
	La Brévine* (Bq/l)	Nyon* (Bq/l)	Locarno (Bq/l)
Mittel 2005:	1.1	1.2	0.9
Mittel 2004:	1.0	1.0	0.9
	Aare Brugg (Bq/l)		
Mittel 2005:	2.8		
Mittel 2004:	3.5		

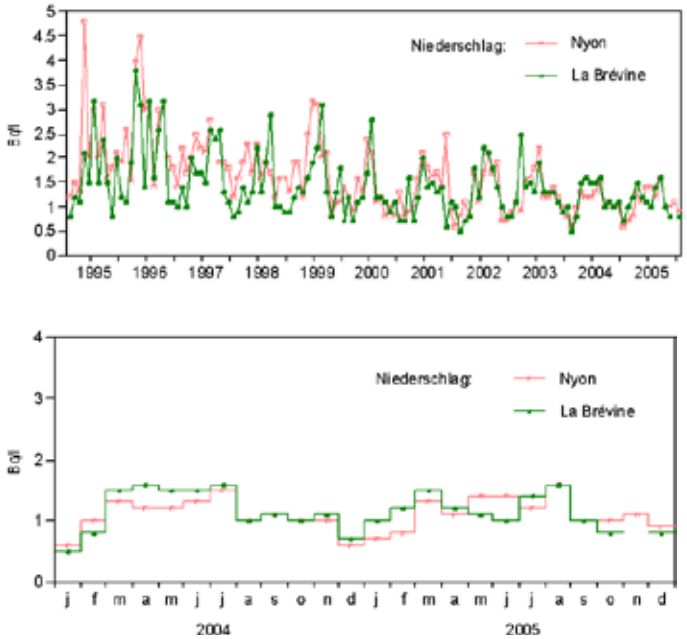
* NISOT-Station (Bundesamt für Umwelt)



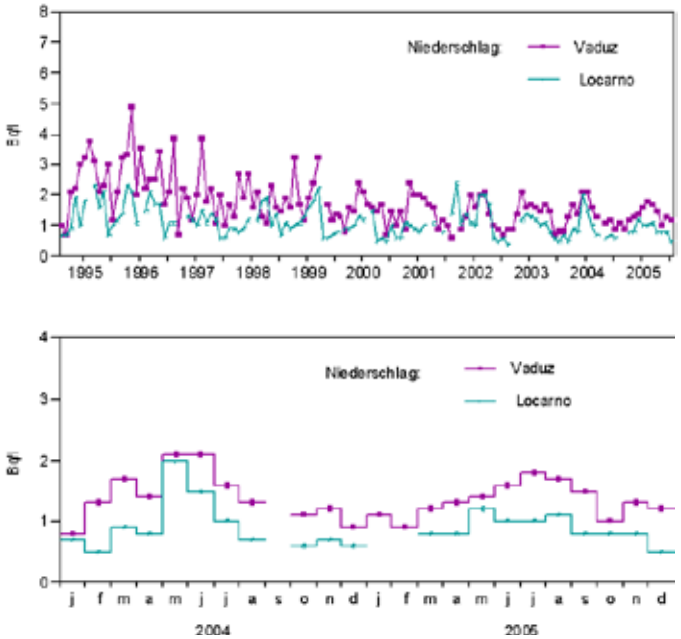
Figur 23: ^{3}H-Aktivität im Niederschlag Nordschweiz und Mittelland



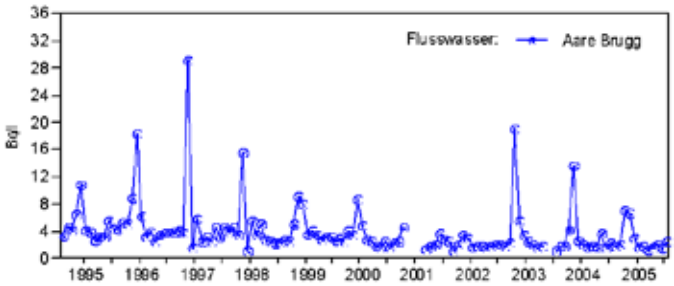
Figur 25: ^{3}H-Aktivität im Niederschlag Alpenraum (Berner Oberland)

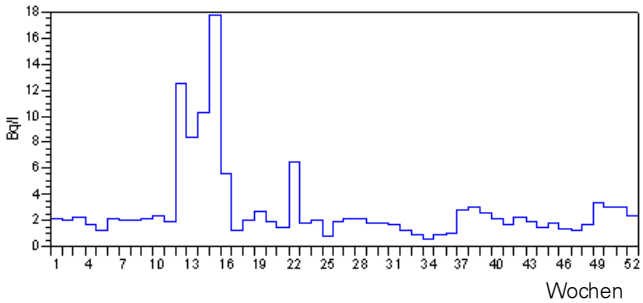


Figur 24: ^{3}H-Aktivität im Niederschlag Westschweiz (NISOT-Stationen, Bundesamt für Umwelt)

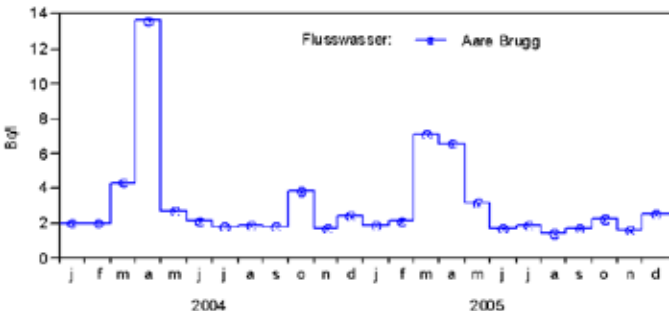


Figur 26: ^{3}H-Aktivität im Niederschlag Südschweiz und Lichtenstein

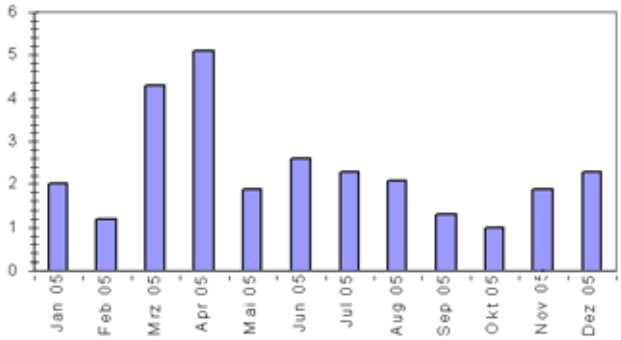




Figur 28: ^{3}H-Aktivität der Aare bei Brugg (2005)



Figur 27: ^{3}H-Aktivität im Flusswasser der Aare bei Brugg



Figur 29: Bq/Liter Tritium Rhein bei Weil (unterhalb Basel)

Tabelle 3: Tritium-Resultate , Aare bei Brugg, Wochenproben (^{3}H in Bq/l)

Datum	^{3}H Bq/l	Datum	^{3}H Bq/l	Datum	^{3}H Bq/l
26.12.-02.01.05	2.1 ±0.1	01.05.-08.05.05	2.7 ±0.2	18.09.-25.09.05	2.8 ±0.3
02.01.-09.01.05	2.0 ±0.1	08.05.-16.05.05	1.9 ±0.2	25.09.-01.10.05	3.0 ±0.3
09.01.-16.01.05	2.3 ±0.1	16.05.-22.05.05	1.5 ±0.2	01.10.-07.10.05	2.6 ±0.3
16.01.-23.01.05	1.7 ±0.1	22.05.-29.05.05	6.5 ±0.3	07.10.-15.10.05	2.1 ±0.3
23.01.-31.01.05	1.2 ±0.3	29.05.-05.06.05	1.8 ±0.2	15.10.-23.10.05	1.7 ±0.2
31.01.-06.02.05	2.1 ±0.1	05.06.-12.06.05	2.0 ±0.2	23.10.-30.10.05	2.3 ±0.2
06.02.-13.02.05	2.0 ±0.3	12.06.-23.06.05	0.8 ±0.2	30.10.-07.11.05	1.9 ±0.2
13.02.-20.02.05	2.0 ±0.1	23.06.-26.06.05	1.9 ±0.2	07.11.-13.11.05	1.5 ±0.2
20.02.-27.02.05	2.2 ±0.3	26.06.-01.07.05	2.2 ±0.2	13.11.-20.11.05	1.8 ±0.2
27.02.-06.03.05	2.4 ±0.3	01.07.-11.07.05	2.2 ±0.2	20.11.-27.11.05	1.4 ±0.2
06.03.-13.03.05	1.9 ±0.3	11.07.-15.07.05	1.8 ±0.2	27.11.-04.12.05	1.3 ±0.2
13.03.-20.03.05	12.5 ±0.4	26.07.-08.08.05	1.8 ±0.2	04.12.-12.12.05	1.7 ±0.3
20.03.-27.03.05	8.5 ±0.4	08.08.-14.08.05	1.7 ±0.3	12.12.-18.12.05	3.3 ±0.3
27.03.-03.04.05	10.3 ±0.3	14.08.-21.08.05	1.2 ±0.3	18.12.-27.12.05	3.0 ±0.3
03.04.-10.04.05	17.8 ±0.4	21.08.-28.08.05	0.9 ±0.3	27.12.-02.01.06	3.0 ±0.3
10.04.-17.04.05	5.5 ±0.2	28.08.-04.09.05	0.6 ±0.3		
17.04.-24.04.05	1.2 ±0.2	04.09.-11.09.05	0.9 ±0.3		
24.04.-01.05.05	2.0 ±0.2	11.09.-18.09.05	1.0 ±0.3		

Chapitre 7.2
Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement

P. Steinmann, P. Froidevaux, F. Barraud, J. Dlala et F. Bochud
Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Les mesures de plutonium et d'américium ont été effectuées sur des sols, des sédiments, des filtres à air et des eaux. En plaine, l'activité en plutonium pour les échantillons pris en 2005 se situe entre 0.12 et 0.38 Bq/kg de sol entre 0 et 5 cm. En montagne, cette activité peut monter jusqu'à 1.6 Bq/kg. Pour l'américium, l'activité en plaine se situe entre 0.06 et 0.16 Bq/kg de sol et peut monter jusqu'à 0.6 Bq/kg en montagne. Aux alentours des centrales nucléaires suisses l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne dépasse pas 0.27 Bq/kg (plutonium) et 0.11 Bq/kg (américium). Le rapport isotopique moyen $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ de 0.029±0.02 indique pour tous les sols 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 le rapport $^{241}Am/^{239,240}Pu$ qui est de 0.42±0.02 pour les sols étudiés.

L'activité des filtres à air analysés en 2005 est très faible (<10 nBq/m^3) sauf pour l'américium au Weissfluhjoch. Cette station montre de nouveau (comme pour les années 2001-2003) une activité élevée en ^{241}Am (342 nBq/m^3). L'activité en plutonium et américium des eaux de pluie et de rivière ne dépasse pas quelques mBq/m^3. En 2005, l'étude sur le site du Jura vaudois (Sasselet) a été poursuivie. Le but de l'étude est de mieux comprendre les mécanismes de migration des radioéléments dans un système karstique. Les analyses effectuées sur des échantillons d'eau de sol mettent en évidence le rôle de la solution de sol pour le transport des radioisotopes.

Introduction

Le plutonium et l'américium ont été distribués dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques en atmosphère, au fonctionnement d'installations

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

Elément	Espèce aqueuse	log(K) M(OH)	log(K) Mox	Sorption aux colloïdes	Radio-isotope	Demie-vie	Remarques
Plutonium	Pu^{3+}	7	6.5	+++	^{238}Pu	87.8 a	satellites (SNAP-9A) r($^{238}Pu/^{239,240}Pu$)=0.036
	Pu^{4+}	13.3	10.9	+++	^{239}Pu	2.41x10^4 a	84 % du NWT-fallout-Pu
	PuO_2^+	4.3	4.3	++	^{240}Pu	6.57x10^3 a	15 % du NWT-fallout-Pu
	PuO_2^{2+}	8.4	7	++	^{241}Pu	14.1 a	fille: ^{241}Am 0.7 % du NWT-fallout-Pu
					^{242}Pu	3.74x10^5 a	0.3 % du NWT-fallout-Pu
Américium	Am^{3+}	7.5	6.5	+++	^{241}Am	433 a	fille: ^{237}Np r($^{241}Am/^{239,240}Pu$)=0.39
Thorium	Th^{4+}	10.8	10.6	+++			
Uranium	UO_2^{2+}	8.8	7	++			

Tableau 2: Plutonium et américium dans les sols et les sédiments en Suisse en 2005 (Bq/kg de matière sèche)

Lieu	$^{239+240}Pu$	^{241}Am	$^{238}Pu/^{239,240}Pu$	$^{241}Am/^{239,240}Pu$
Centrales nucléaires				
Mühleberg 2005	0.16±0.01	0.080±0.020	0.020±0.009	0.50±0.14
Gösgen 2005	0.24±0.02	0.11±0.02	0.036±0.013	0.47±0.06
Beznau 2005	0.16±0.01 §	0.10±0.01 *	0.026±0.020 §	0.68±0.12 *
Leibstadt 2005	0.27±0.02 §	0.090±0.020 *	< LD	0.33±0.07 *
PSI-OASE 2005	0.12±0.01 §	0.079±0.010 *	0.036±0.020	0.61±0.11 *
PSI-ZWILAG 2005	0.37±0.03 §	0.080±0.010 *	0.020±0.005	0.46±0.10 *
Sol du Tessin				
Rasa-Intragna 2004	1.96±0.13	n.m.	0.029±0.006	n.m.
Rasa-Intragna 2005	0.43±0.03 §	0.16±0.01 §	0.036±0.007	0.40±0.04 §
Rodi-Fiesso 2004	0.48±0.02	n.m.	0.019±0.005	n.m.
Rodi-Fiesso 2005	0.22±0.02	0.11±0.01	0.023±0.009	0.48±0.06
Novaggio	0.38±0.02 §	0.15±0.01 §	0.030±0.008 §	0.40±0.05 §
Sol du Jura vaudois				
Sasselet P3M' (0-5 cm)	0.82±0.04	0.33±0.02	0.032±0.006	0.40±0.03
Sasselet P3M' (5-10 cm)	0.42±0.02	n.m.	0.024±0.006	n.m.
Sasselet P3M' (10-15 cm)	0.68±0.04	0.18±0.01	0.025±0.006	0.26±0.02
Sasselet P3M' (15-22 cm)	0.36±0.02	0.13±0.01	0.020±0.006	0.36±0.03
Sasselet P3M' (22-28 cm)	0.11±0.01	0.040±0.009	0.027±0.009	0.37±0.11
Sasselet P3M' (28-33 cm)	0.09±0.01	n.m.	0.022±0.009	n.m.
Sasselet P3M' (33-38 cm)	0.09±0.01	0.05±0.01	< LD	0.58±0.13
Sasselet HG (5-10 cm)	0.51±0.03	0.23±0.02	0.041±0.011	0.44±0.04
Sasselet HG (10-14 cm)	0.39±0.02	n.m.	< LD	n.m.
Sasselet HG (16-20 cm)	0.15±0.01	0.076±0.007	0.026±0.009	0.5±0.06
Sol de plaine				
Grangeneuve	0.28±0.02 §	n.m.	< LD §	n.m.
CERN 2004	0.44±0.02	n.m.	0.013±0.005	n.m.
CERN 2005	0.15±0.02	0.079±0.009	0.077±0.024	0.53±0.08
Arenenberg	0.29±0.03 §	0.063±0.008	< LD §	0.13±0.02 *
Sol d'altitude				
Davos-Stillberg	1.61±0.07	0.59±0.03 §	0.030±0.005	0.43±0.03 *
Allmendhubel	1.13±0.05	0.48±0.03	0.027±0.005	0.42±0.03
Diesse	0.43±0.02	0.17±0.02	0.030±0.007	0.4±0.05
Fahrni	0.42±0.02 §	0.20±0.02 §	0.026±0.007	0.44±0.04 *
Gimmelwald	0.46±0.02	0.22±0.02	0.025±0.006	0.47±0.04
Sédiments				
Hagneck (aval Mühleberg)	0.05±0.01	0.031±0.004	< DL	0.60±0.10
Klingnau (aval Beznau)	0.18±0.01	0.088±0.008	< DL	0.50±0.06
Pratteln (aval Leibstadt)	0.12±0.01	0.071±0.008	< DL	0.59±0.09

Les incertitudes données sont les incertitudes de l'analyse de laboratoire ($U_{95\%}$); LD: limite de détection (1 mBq/kg); §moyenne de 2 ou 3 mesures; *l'américium et le rapport Am/Pu n'ont pas été déterminés sur le même aliquote que la concentration en Pu.

nucléaires et au cycle nucléaire (retraitement) ainsi qu'à divers accidents comme celui de la centrale nucléaire de Tchernobyl.

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 (voir réf. [1] et Tableau 1). Les constantes de stabilités données dans le Tableau 1 correspondent à la première hydrolyse (logK M(OH), colonne 3) et à la formation du complexe 1:1 avec l'oxalate (logK Mox, colonne 4) [2]. La colonne 5 du tableau donne la tendance d'adsorption à des surfaces telles que les colloïdes dispersés dans la solution du sol. Le «% du NWT-fallout-Pu» dans la colonne «remarques» est donné en % de masse (NWT = nuclear weapon testing). Le rapport «r» dans la même colonne est le rapport des activités.

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.

Résultats de la surveillance

Le Tableau 2 présente les résultats obtenus en 2005 dans différents sols et sédiments de Suisse. La couche analysée est 0-5 cm, sauf pour les sols du Jura où des profils ont été prélevés. Les mesures de filtres à air (Tableau 3) se font sur au moins 400'000 m^3 collectés en 2005 alors que dans l'analyse des eaux (Tableau 4), au moins 100 litres sont prélevés (25 litres pour la mesure de la fraction eau du sol).

Tableau 3: Mesure de plutonium et d'américium dans les filtres à air exposés pendant l'année (nBq/m^3)

Lieu	Année	^{239,240}Pu	^{241}Am
Klingnau	2004	1.0±0.2	0.7±0.2
Klingnau	2005	§	0.4±0.1
Weissfluhjoch	2005	2.5±1.1	342±20
Fribourg	2005	1.3±0.9	8.7±1.1
Mühleberg	2005	§	3.4±0.8

§Le très fort excès de ^{210}Po empêche la détermination de ^{239,240}Pu

Les résultats de la Figure 1 montrent que les filtres à air du Weissfluhjoch présentent, entre 2000 et 2002, une augmentation de l'activité en ^{241}Am. Après une nette diminution en 2003 les valeurs d'américium du Weissfluhjoch sont retournées à des valeurs très basses (activité normale) en 2004. Or en 2005 les filtres à air du Weissfluhjoch sont de nouveau plus chargés en ^{241}Am : avec 342 nBq/m^3 la valeur est la plus élevée depuis le début des observations. Il est possible que l'incinération à proximité de matériaux de construction contenant des détecteurs d'incendie avec une source d'américium soit la cause de cette contamination, comme déjà soupçonné pour l'augmentation en américium de 2001 à 2003. Ceci reste toutefois une hypothèse et n'est appuyé par aucune évidence objective.

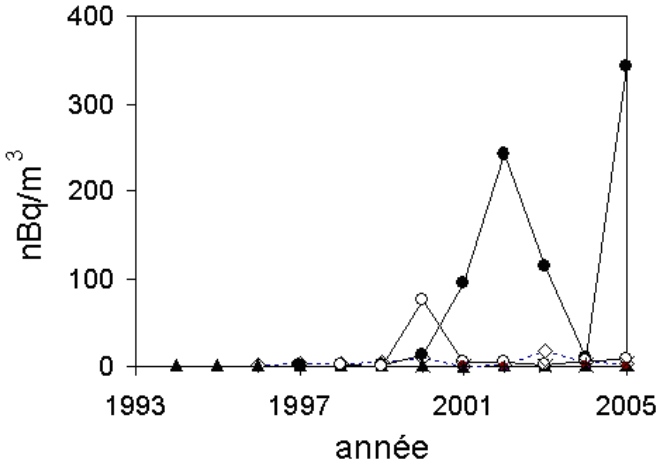


Figure 1: Mesures de plutonium et d'américium dans les filtres à air entre 1994 et 2005. Des valeurs > 10 nBq/m^3 sont observées pour Weissfluhjoch-Am (•), Fribourg-Am (o) et Weissfluhjoch-Pu (◇) .

On notera qu'une légère augmentation de l'activité en américium des filtres à air de Fribourg avait également été observée 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 2005 est de 1.5±0.5 nBq/m^3. Au Weissfluhjoch, elle est de 3.5±1 si l'on exclut la valeur un peu élevée de 2003 (18 nBq/m^3). Ces valeurs sont représentatives d'une activité dans les filtres à air provenant de la resuspension de particules de sol dans l'air [3].

Lors de la mesure des sols, en plaine, l'activité en plutonium se situe entre 0.12 et 0.38 Bq/kg de sol (couche de sol entre 0 et 5 cm). En montagne, cette activité peut monter jusqu'à 1.6 Bq/kg. Pour l'américium l'activité en plaine reste entre 0.06 et 0.16 Bq/kg de sol et peut monter jusqu'à 0.6 Bq/kg en montagne. Aux alentours des centrales nucléaires suisses l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne diffère guère du reste du territoire et dépasse pas 0.27 Bq/kg (plutonium) et 0.11 Bq/kg (américium).

Les rapports isotopiques $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ et $^{241}Am/^{239,240}Pu$ correspondent bien aux valeurs attendues pour des contaminations radioactives des retombées des essais nucléaires des années soixante et de la chute du satellite (source de ^{238}Pu) SNAP-9A (voir Tableau 1). Les moyennes observées en 2005 sont de 0.029±0.002 pour le $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ et de 0.42±0.02 pour le $^{241}Am/^{239,240}Pu$. Dans l'exercice précédent (2004) ces rapports étaient semblables avec 0.036±0.06 pour le $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ et de 0.39±0.08 pour le $^{241}Am/^{239,240}Pu$. Il est à remarquer que dans le cas du ^{238}Pu on est souvent proche de la limite de détection et les incertitudes d'analyse sont plus importantes. Dans le cas du rapport de l'américium sur plutonium une valeur légèrement en dessus de la gamme attendue (0.3–0.5) a été observée pour le sol de Beznau (0.68±0.12). Vu que la concentration de l'américium dans cet échantillon correspond très bien à celles des autres sols, il est peu probable que le rapport américium/plutonium soit influencé par une autre source de contamination que celles discutées ci-dessus.

Tableau 4: Mesure de plutonium et d'américium dans les eaux prélevées en 2005 (mBq/m³)

Lieu	Type d'eau	$^{239,240}Pu$	^{241}Am
Mühleberg	eau de pluie	1.9±0.8	3.2±0.6
Fribourg	eau de pluie	2.0±0.8	3.0±0.6
Rhône (Ge-nève)	rivière	3.0±1.0	1.7±0.8
Rhin (Prat-teln)	rivière	22±3	n.m.
Venoge	source; particules >0.45 µm	0.27 ±0.08	0.48 ±0.10
Venoge	source; <0.45 µm	4.1±0.9	n.m.
Sasselet, profondeur 5-10 cm	solution de sol	26±8	n.m.
Sasselet, 15-20 cm	solution de sol	22±7	31±4
Sasselet, 25-30 cm	solution de sol	21±6	23±6
Sasselet, 35-40 cm	solution de sol	10±5	22±5

L'activité en plutonium et américium des eaux de pluie et de rivière (Tableau 4) ne dépasse pas quelques mBq/m³ et ces valeurs sont parmi les plus faibles observées lors des années précédentes.

Etude d'un site du Jura vaudois

L'étude sur le site près du col du Mollendruz (alpage Sasselet) a été poursuivie en 2005.

Le but de cette étude est de mieux comprendre le transfert de la radioactivité artificielle depuis les sols vers le système karstique et ensuite les sources. La migration en profondeur de radioéléments tels que le plutonium et l'américium et le transfert dans 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) (voir Tableau 1). Kersting et al. [4] ont montré que le plutonium de certains 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.

Pour mettre en évidence un éventuel transport à longue distance dans un terrain karstique, les travaux effectués en 2005 consistaient en mesures supplémentaires de spectrométrie in situ, en l'analyse de plusieurs carottes de sol et surtout en l'échantillonnage et l'analyse de solutions de sol (bougies poreuses) et de l'eau de source (Venoge). Les bougies poreuses ont été installées dans la partie marécageuse au milieu du site où la saturation du sol en eau était suffisante. Le sol de cette zone est riche en matière organique qui a été analysée par pyrolyse Rock-Eval. L'index R400 est présenté dans la Fig. 2. Il indique par des valeurs élevées une matière organique fraîche («biopolymères») et par des valeurs faibles une matière organique dégradée («géopolymères»). Le R400 distingue alors entre la matière fraîche à la surface du sol et une matière organique dégradée vers 35 cm. Cette matière organique dégradé («humique») en profondeur est abondante (TOC élevé, Fig. 2) et indique un processus de podzolisation. Il est intéressant de noter que les radioisotopes semblent être peu touchés par ce processus de transfert de matière (Fig. 2).

Nos analyses sur les eaux ont clairement démontré la présence des actinides (et du ^{90}Sr; voir chapitre sur le strontium) dans les solutions du sol et les eaux des résurgences karstiques (Tableau 4). Une évaluation plus approfondie de tous les résultats de l'étude sur le Sasselet et son système karstique est actuellement en cours.

Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2005 n'ont pas relevé d'activité inattendue, sauf dans le cas de l'américium des filtres à air du site du Weissfluhjoch. Cette station montre à nouveau une augmentation de l'activité en ^{241}Am, comme c'était le cas pour les années 2001-2003. L'origine probable de cette contamination est l'incinération de matériaux de construction contenant des détecteurs d'incendie à l'américium, mais cela n'est pas démontré. Pour tous les autres échantillons l'analyse des rapports isotopiques $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ et $^{241}Am/^{239,240}Pu$ 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

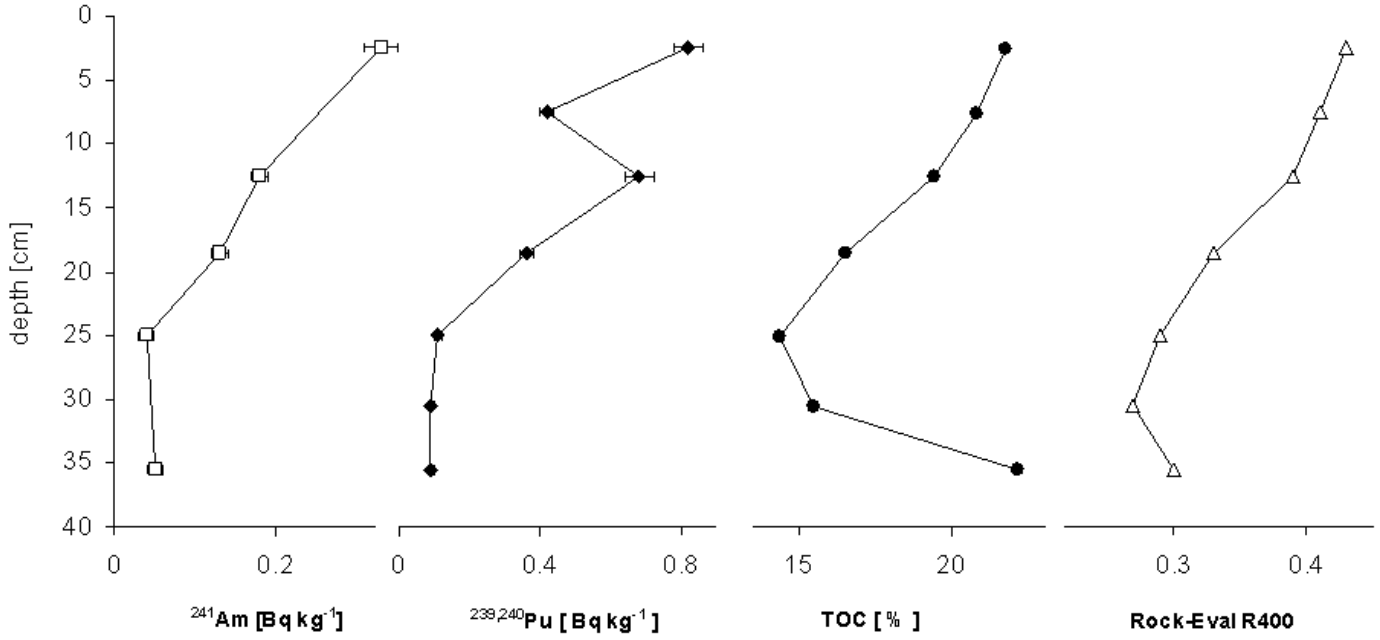


Figure 2: Profils du ^{239,240}Pu, ^{241}Am, du carbone organique total (TOC), et du R400 (paramètre représentatif de la maturité de la matière organique) observés dans un sol du Sasselet.

contenant une source de ^{238}Pu. Enfin, la suite de l'étude détaillée d'un site du Jura a montré que le plutonium et l'américium peuvent être détecté dans la solution du sol. Une évaluation plus approfondie de la nature de cette solubilisation et son rôle pour la migration en profondeur des radioisotopes (et la contamination des eaux souterraines à long terme) est en cours.

Remerciement

Les analyses du TOC (Rock-Eval) ont été effectuées au laboratoire GEA, Institut de Géologie, Université de Neuchâtel.

Bibliographie

[1] Choppin, G.R. and Morgenstern, A. „Distribution and movement of environmental plutonium" in "Plutonium in the environment", chap. 3. A.Kudo ed., Elesevier 2001.

[2] Pearson, F.J.Jr., Berner U., Hummel W., 1992. Nagra Technical Report NTB 91-18.

[3] Garcai-Olivares, A. 1997, J.Environ. Radioact., 37, 101-114.

[4] Kersting, A.B.; Efurd, D.W., Finnegan, D.L.; Rokop, D.J.; Smith, D.K.; Thompson, J.L. 1999, Nature, 397, 56-59.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005 / Résultats 2005

Kapitel 8
Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

Chapitre 8
Surveillance des instalations nucléaires Emissions et Immissions

Kapitel 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen **82**
Zusammenfassung 82
Kapitel 8.1 Emissionen aus den Kernanlagen **83**
Kapitel 8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen **94**
8.2.1 Nahbereich der Kernanlagen 94
8.2.2 TLD in der Umgebung der Kernanlagen 94
8.2.3 Analysemethode 95
8.2.4 Ergebnisse 95
8.2.5 Fazit 96
Chapitre 8.3 Les installations nucléaires et l'environnement **100**
Résumé 100
8.3.1 Introduction 100
8.3.2 Méthodologie 100
8.3.3 Résultats 101
8.3.4. Conclusions 104
Kapitel 8.4 Überwachung des Zentralen Zwischenlagers (ZWILAG) in Würenlingen **105**
Zusammenfassung 105
Ergebnisse 105
Chapitre 8.5 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN) **108**
Synthèse 108
8.5.1 Objets de la surveillance 109
8.5.2 Contrôle des émissions 109
8.5.3 Contrôle des immissions 109
8.5.5 Références 112
8.5.6 Glossaire 112
Chapitre 8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP) **113**
Résumé 113
8.6.1 Programme de surveillance de l'OFSP 113
8.6.2 Mesures de l'exposition ambiante 114
8.6.3 Mesures dans le milieu atmosphérique 114
8.6.4 Mesures dans le milieu terrestre 115
8.6.5 Mesures dans le milieu aquatique 115
8.6.6 Conclusions 116
Kapitel 8.7 Messungen der HSK **117**
Internet-Links 117

Kapitel 8
Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

F. Cartier, A. Leupin
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2005 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB 1 und KKB 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul Scherrer Institut (PSI) und das am gleichen Standort gelegene Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben und der Direktstrahlung aus der jeweiligen Anlage errechnete Strahlenexposition ist selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes von 0.3 mSv pro Jahr.

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

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

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

In den Oberflächengewässern 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. Für das insbesondere in Sedimentproben ebenfalls gemessenen ^{137}Cs ist die Zuordnung in Anteile aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl und den Abgaben der Kernkraftwerke auf Grund der Messwerte nicht eindeutig. Der Verlauf der Aktivitätskonzentration in den Sedimentproben korreliert allerdings schlecht mit den gemessenen Abgaben der Kernkraftwerke, so dass insbesondere bei der in der Aare unterhalb des KKM im Monat Oktober feststellbaren, signifikanten Erhöhung der Messwerte von einer Wiederaufwirbelung früher abgelagerter Sedimente ausgegangen werden muss.

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

Kapitel 8.1
Emissionen aus den Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in den Figuren 1a bis 1c für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Alle Kernkraftwerke haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Tabelle 1a zeigt die gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechneten Personendosen für Erwachsene und Kleinkinder in der Umgebung im Jahr 2005. Die Fussnoten zur Tabelle 1 geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 1c, mit der Abluft in den Tabellen 1d und 1e aufgelistet.

Die gemessenen Abgaben der Kernkraftwerke wurden mit 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 eingehalten werden.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKB ungefähr 0.003 mSv, beim KKG 0.001 mSv, beim KKL 0.003 mSv und beim KKM 0.005 mSv. Die aus den Abgaben für jeder Anlage berechneten Dosiswerte betrugen im Jahr 2005 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr (für Abgaben inkl. Direktstrahlung) für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung.

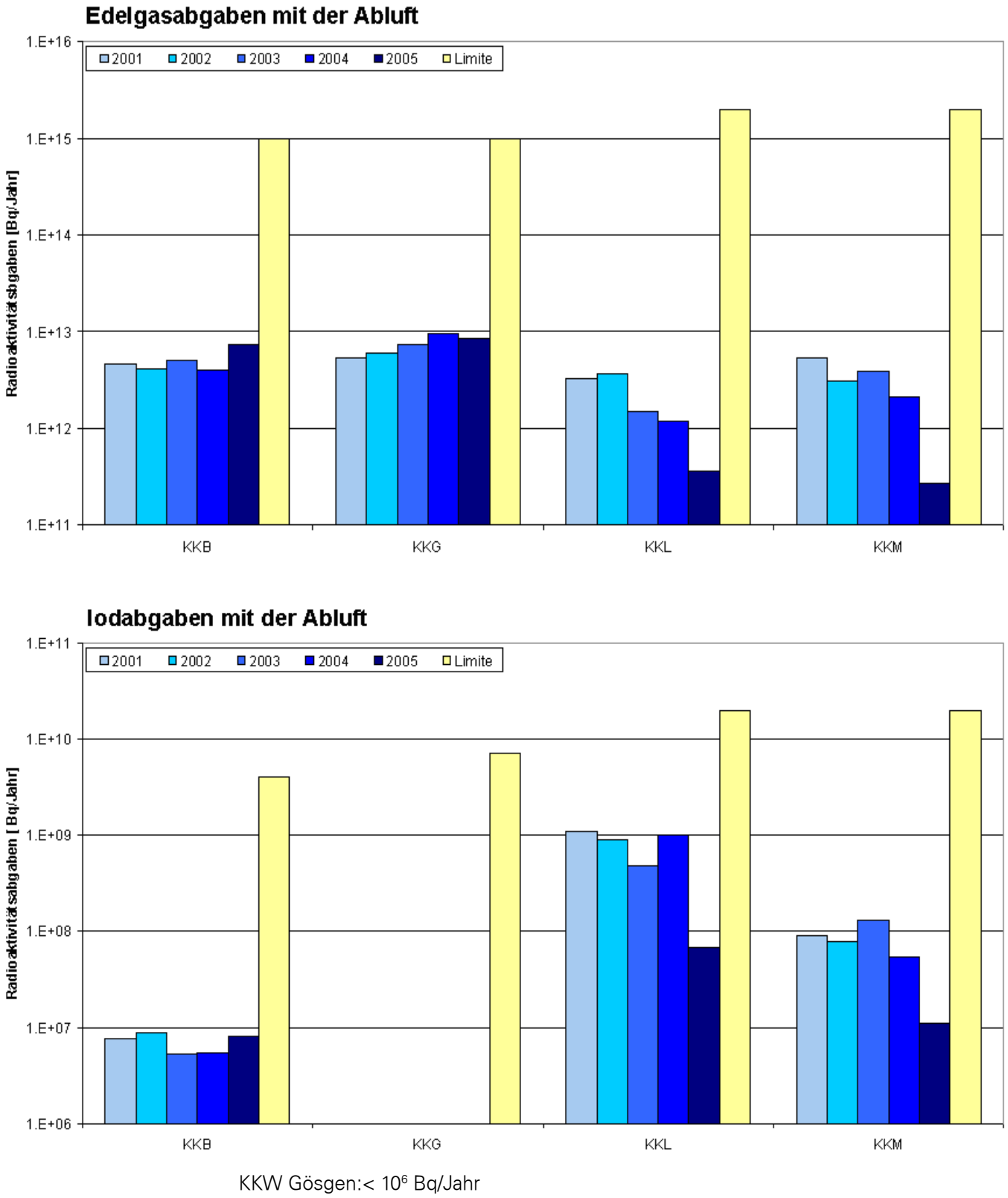
Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die 14C-Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ^{14}C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die ^{14}C-Abgaben der Kernkraftwerke sind systembedingt begrenzt, weil die Abgaberate primär von der Reaktorleistung abhängig ist. Die Kernkraftwerke haben in den letzten Jahren die ^{14}C-Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass die ermittelten ^{14}C-Abgaben mit den Erfahrungswerten aus Messkampagne vor etwa zwanzig Jahren und den in der einschlägigen Literatur angegebenen ^{14}C-Abgabewerten für ähnliche Anlagen korrespondieren. Das KKL führt seit längerer Zeit aus eigener Initiative ^{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. Das KKG misst seit Ende 2001 die ^{14}C-Abgaben mit der Abluft. Die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis der Jahre 2001 bis 2003 werden beim KKG im nachhinein als um den Faktor 3 zu hoch eingeschätzt, dies aufgrund der Ergebnisse der neuen Kalibrierung der Messapparatur mit zwei unterschiedlichen Standards zu Beginn des Jahres 2004. Bei den beiden anderen schweizerischen Kernanlagen konnten die von der HSK ebenfalls verlangten Messkampagnen im Jahr 2005 soweit abgeschlossen werden, dass sich daraus die Jahresabgabewerte hochrechnen lassen. Sie wurden daher ebenfalls für die Ermittlung des jeweiligen Dosisbeitrags von ^{14}C herangezogen.

Die aus den Abgaben der Kernanlagen errechneten Dosiswerte liegen wie in den Vorjahren auch im Jahr 2005 alle unter 0.01 mSv. Dosiswerte in dieser Grössenordnung gelten gemäss Artikel 5 und Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung als gerechtfertigt und optimiert. Im internationalen Vergleich ist jedoch zu erkennen, dass die flüssigen Abgaben der älteren Anlagen der Schweiz deutlich über dem Medianwert der westeuropäischen Siede- und Druckwasserreaktoren liegen und zu den höchsten Radioaktivitätsabgaben im europäischen Vergleich zählen. Die HSK erachtet daher eine Verbesserung dieser Situation als notwendig und stellte im Rahmen der Aufhebung der Befristung der Betriebsbewilligung für den Block 2 des

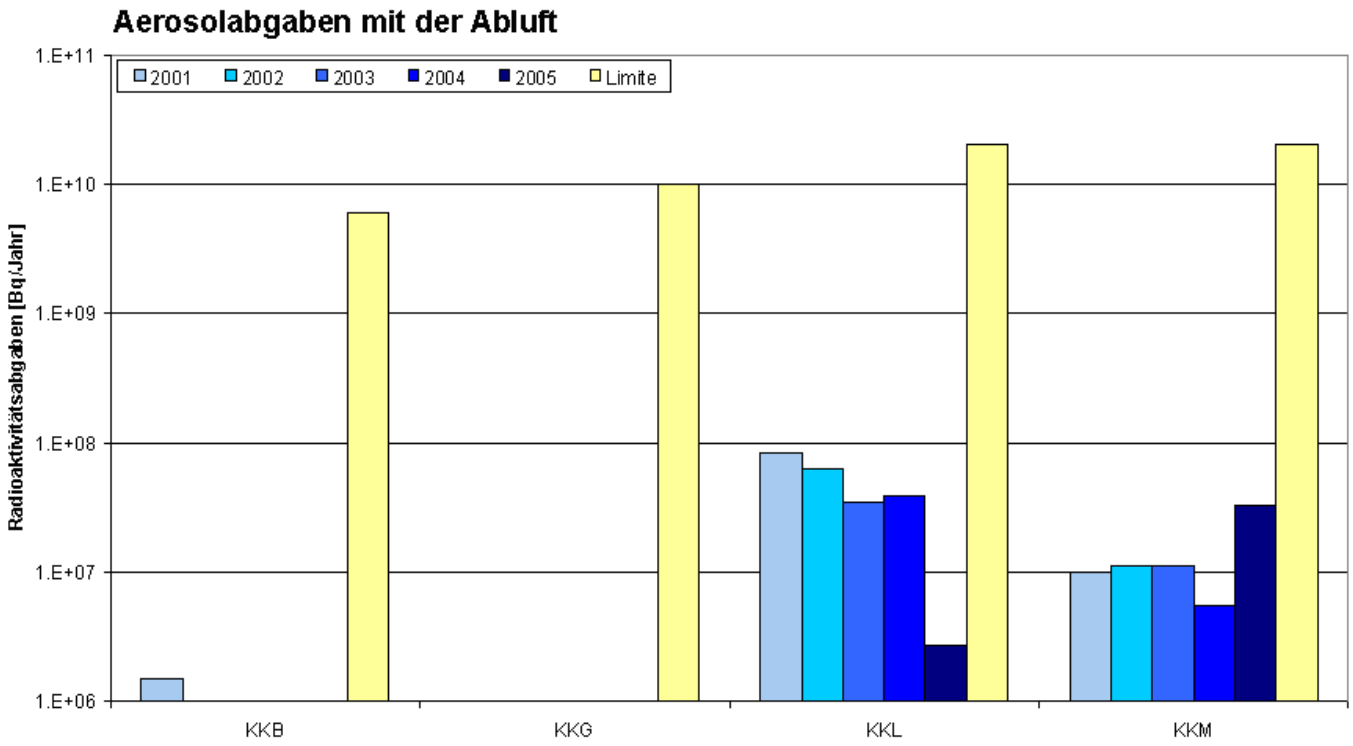
KKB die Auflage, dass das KKB bis im Jahr 2007 seine flüssigen radioaktiven Abgaben auf den Medianwert der europäischen Druckwasserreaktoren senken soll. Zur Erfüllung dieser Auflage hat das KKB im Berichtsjahr eine neue Anlage des Typs Nano-Filtration installiert und Ende 2005 den Versuchsbetrieb aufgenommen. Die endgültige Inbetriebnahme soll zu Beginn des Jahres 2007 erfolgen.

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. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Gasen aus den Teilchenbeschleunigern im West-Areal des Institutes. Die vom PSI und von der HSK unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass selbst unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des für das PSI bewilligten Anteils am quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv pro Jahr für den gemeinsamen Standort des PSI und des ZZL liegt.

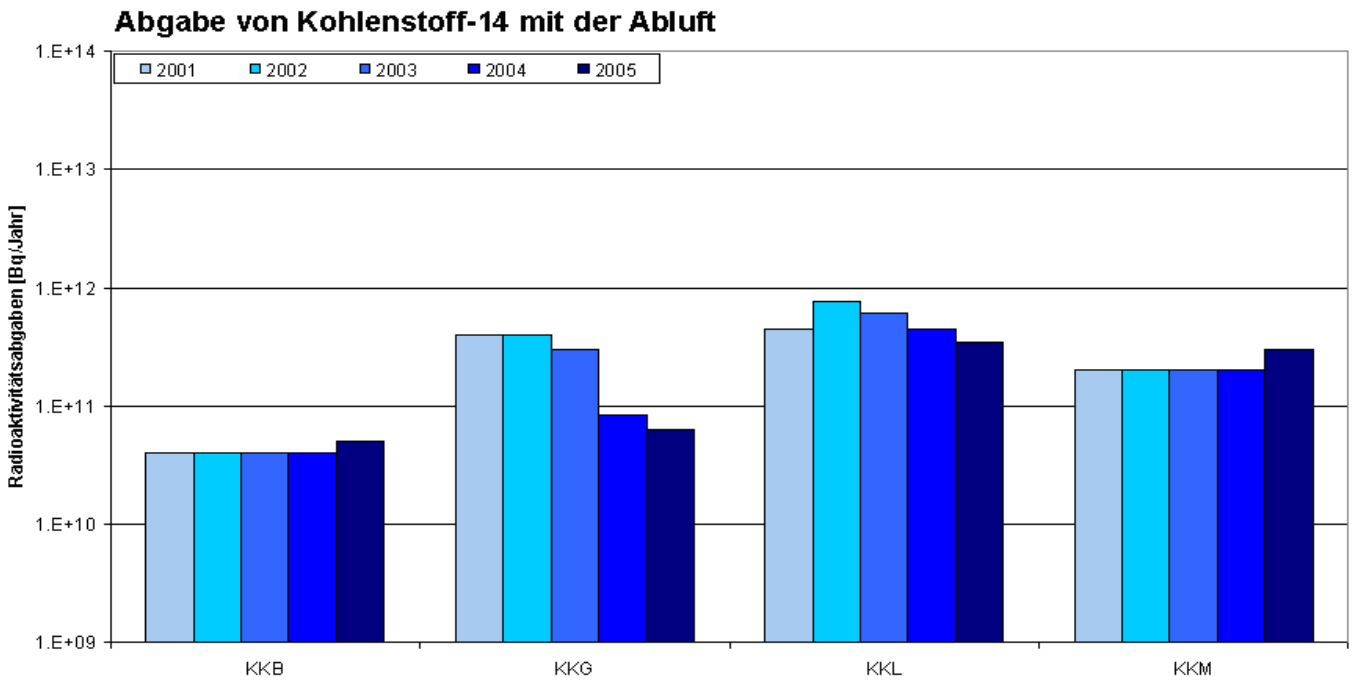
Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfälle und im Hochregallager der Konditionieranlage. In der Verbrennungsanlage fand im 4. Quartal 2005 eine Verbrennungskampagne statt. Die für das Jahr 2005 bilanzierten Abgaben des ZZL sind in den Tabellen 1a und 1c bis 1e zusammengestellt. Die daraus für die Umgebungsbevölkerung resultierenden Dosiswerte lagen aber weit unter 0.001 mSv und waren daher unbedeutend.



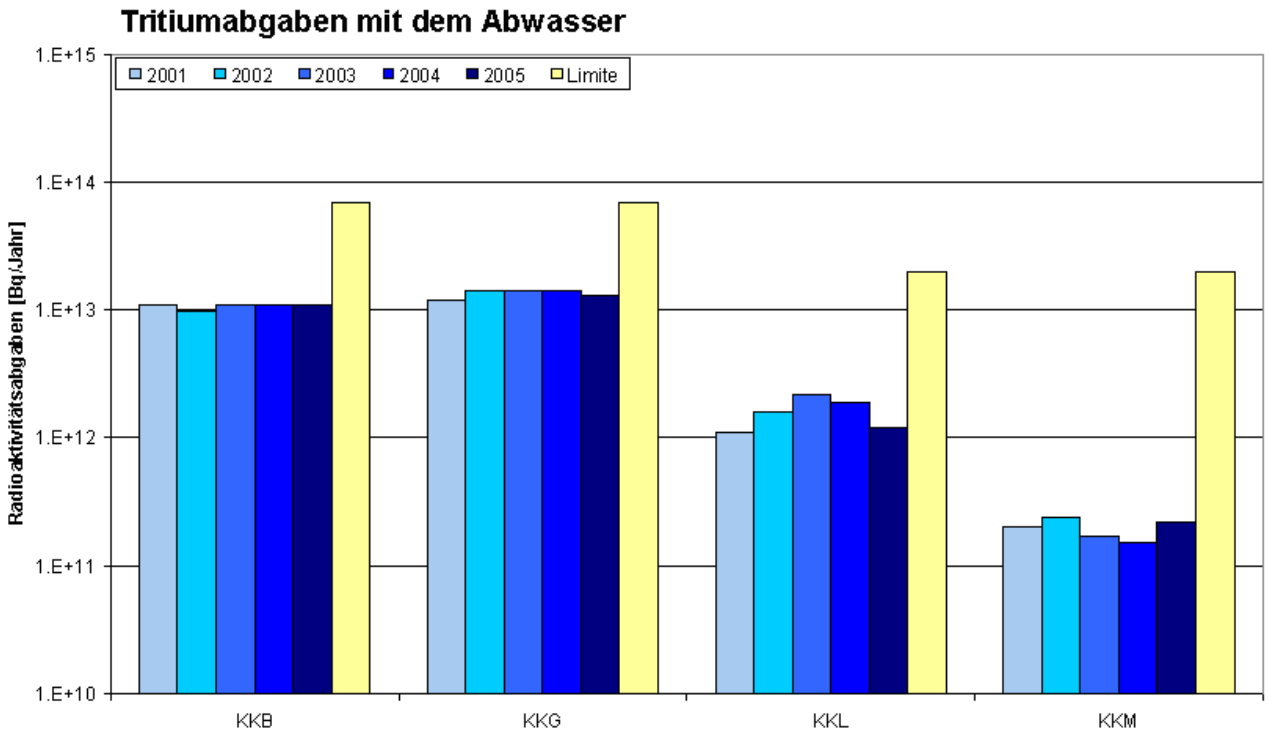
Figur 1a: Abgaben mit der Abluft der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2001–2005) im Vergleich mit den entsprechenden Jahreslimiten.

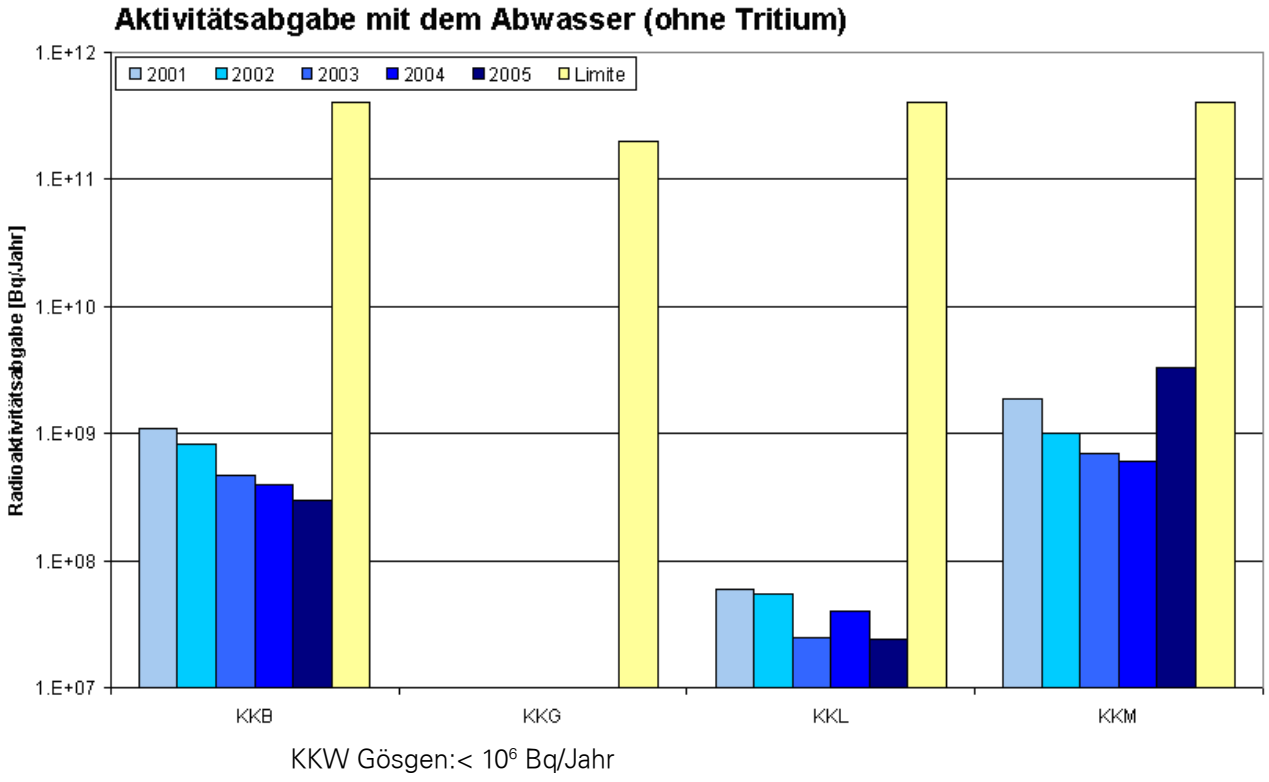


KKW Beznau und Gösgen:< 10^6 Bq/Jahr



Figur 1b: Abgaben mit der Abluft (Fortsetzung) der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2001 – 2005) im Vergleich mit den entsprechenden Jahreslimiten.





Figur 1c: Abgaben mit dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren (2000–2005) im Vergleich mit den entsprechenden Jahreslimiten.

Tabelle 1a: Abgaben radioaktiver Stoffe (siehe auch Figur 1) der Kernkraftwerke und des Zentralen Zwischenlagers in Würenlingen im Jahr 2005 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.

Ort	Medium	Art der Abgaben[4]	Lmiten[1]	Tatsächliche Abgaben[2,4]			Berechnete Jahresdosis[3]	
				Aequivalentabgaben				
			Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Prozent der Limite	Bq pro Jahr	Erwachsene mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
KKB1 + KKB2	Abwasser 3'700 m³	Nuklidgemisch ohne Tritium	$4\cdot10^{11}$	-	<0.1%	$8.7\cdot10^{9}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$7\cdot10^{13}$	$1.1\cdot10^{13}$	16%	$1.1\cdot10^{13}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$1\cdot10^{15}$	$7.5\cdot10^{12}$	0.8%	$7.3\cdot10^{12}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$6\cdot10^{9}$	-	<0.1%	$3.8\cdot10^{5}$	<0.001	<0.001
		Iod: ^{131}I	$4\cdot10^{9}$	$8.1\cdot10^{6}$	0.2%	$8.1\cdot10^{6}$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	$5.0\cdot10^{10}$	0.0015	0.0025
	Dosis total						**0.0017**	**0.0027**
KKM	Abwasser 5'415 m³	Nuklidgemisch ohne Tritium	$4\cdot10^{11}$	$3.3\cdot10^{9}$	0.8%	$2.6\cdot10^{10}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$2\cdot10^{13}$	$2.2\cdot10^{11}$	1.1%	$2.2\cdot10^{11}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$2\cdot10^{15}$	-	<0.1%	$1.8\cdot10^{11}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$2\cdot10^{10}$	$3.3\cdot10^{7}$	<0.2%	$3.3\cdot10^{7}$	0.0042	0.0036
		Iod: ^{131}I	$2\cdot10^{10}$	-	<0.1%	$1.1\cdot10^{7}$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	$3\cdot10^{11}$	0.0011	0.0018
	Dosis total						**0.0054**	**0.0054**
KKG	Abwasser 7'297 m³	Nuklidgemisch ohne Tritium	$2\cdot10^{11}$	-	<0.1%	$2.1\cdot10^{6}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$7\cdot10^{13}$	$1.3\cdot10^{13}$	17%	$1.3\cdot10^{13}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$1\cdot10^{15}$	$<9\cdot10^{12}$	<0.9%	$<7.8\cdot10^{12}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$1\cdot10^{10}$	-	<0.1%	-	<0.001	<0.001
		Iod: ^{131}I	$7\cdot10^{9}$	-	<0.1%	$1.8\cdot10^{5}$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	$6.3\cdot10^{10}$	<0.001	<0.001
	Dosis total						**<0.001**	**<0.001**
KKL	Abwasser 13'525 m³	Nuklidgemisch ohne Tritium	$4\cdot10^{11}$	-	<0.1%	$1.3\cdot10^{8}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$2\cdot10^{13}$	$1.2\cdot10^{12}$	6%	$1.2\cdot10^{12}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$2\cdot10^{15}$	-	<0.1%	$5.9\cdot10^{11}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$2\cdot10^{10}$	-	<0.1%	$2.7\cdot10^{6}$	<0.001	<0.001
		Iod: ^{131}I	$2\cdot10^{10}$	$6.8\cdot10^{7}$	0.3%	$6.8\cdot10^{7}$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	$3.4\cdot10^{11}$	0.0018	0.0031
	Dosis total						**0.0018**	**0.0031**
ZZL	Abwasser 276 m³	Nuklidgemisch ohne Tritium	$2\cdot10^{11}$	-	<0.1%	$1.7\cdot10^{8}$	<0.001	<0.001
		Tritium	-	-	-	$1.2\cdot10^{10}$	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	$1\cdot10^{9}$	-	<0.1%	$1.9\cdot10^{5}$	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	$3\cdot10^{7}$	-	<0.1%	$1.6\cdot10^{4}$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	$1\cdot10^{12}$	-	<0.1%	$5.2\cdot10^{7}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$1\cdot10^{14}$	-	<0.1%	$3.8\cdot10^{8}$	<0.001	<0.001
	Dosis total						**<0.001**	**<0.001**

Tabelle 1b: Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2005 und der daraus berechnete. Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.

	PSI Ost					**PSI West**			**Gesamtanlage des PSI**[2,4]		
	Hochkamin	**Saphir, Proteus *)**	**Forschungs-labor**	**Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle**	**Bundes-zwischen lager**	**Zentrale Fortluftan-lagen**	**Injektor II**	**C-Labor**	**Abgaben Bq / Jahr**		
									Abwasser 2975 m^3	**Abluft**	**Aequivalent-abgaben**
Abgaben im Abwasser[2,4] [Bq/a]											
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	$3.6\cdot10^{7}$	-	$1.2\cdot10^{7}$
Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	$1.1\cdot10^{10}$	-	-
Abgaben über die Abluft[2,4] [Bq/a]											
Edelgase und andere Gase	$2.5\cdot10^{9}$	-	-	-	-	$9.2\cdot10^{13}$	$5.9\cdot10^{10}$	-	-	$9.2\cdot10^{13}$	$2.0\cdot10^{14}$
β/γ-Aerosole[4], ohne Iod	$5.7\cdot10^{5}$	-	-	-	-	$2.8\cdot10^{10}$	$3.1\cdot10^{6}$	-	-	$2.8\cdot10^{10}$	-
α-Aerosole	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Iod	$2.3\cdot10^{8}$	-	$9.7\cdot10^{4}$	-	-	$7.9\cdot10^{7}$	$2.3\cdot10^{4}$	-	-	$3.1\cdot10^{8}$	$2.4\cdot10^{8}$
Tritium in H_2O	$6.2\cdot10^{10}$	$8.3\cdot10^{8}$	-	$6.0\cdot10^{9}$	$3.1\cdot10^{9}$	$6.1\cdot10^{11}$	-	-	-	$6.8\cdot10^{11}$	-
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis[3] [mSv/Jahr] für:											
Erwachsene	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	0.0030	<0.00015	<0.00015	<0.00015	**<0.004 mSv/Jahr**	
Kleinkinder	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	0.0031	<0.00015	<0.00015	<0.00015	**<0.004 mSv/Jahr**	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert[1]	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	2.1 %	<0.1%	<0.1%	<0.1%	**<3%**	

*) im Rückbau

Tabelle 1c: Abgaben mit dem Abwasser der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2005: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben.

Nuklid	**Abgaben[2] [Bq im Jahr]**					
β/γ-Strahler	**KKB**	**KKG**	**KKL**	**KKM**	**PSI**	**ZZL**
^{3}H	$1.1\cdot10^{13}$	$1.3\cdot10^{13}$	$1.2\cdot10^{12}$	$2.2\cdot10^{11}$	$1.1\cdot10^{10}$	$1.2\cdot10^{10}$
^{7}Be					$2.3\cdot10^{4}$	
^{22}Na					$5.3\cdot10^{6}$	$9.8\cdot10^{5}$
^{24}Na	$9.3\cdot10^{6}$					
^{35}S						
^{51}Cr	$1.0\cdot10^{6}$			$8.1\cdot10^{8}$		
^{54}Mn	$2.5\cdot10^{7}$		$7.7\cdot10^{6}$	$7.8\cdot10^{9}$	$2.8\cdot10^{6}$	$1.2\cdot10^{6}$
^{56}Mn						
^{59}Fe				$1.3\cdot10^{7}$		
^{56}Co						
^{57}Co	$3.9\cdot10^{7}$				$1.2\cdot10^{4}$	
^{58}Co	$7.6\cdot10^{9}$	$5.8\cdot10^{5}$	$2.3\cdot10^{6}$	$2.2\cdot10^{9}$	$1.4\cdot10^{4}$	
^{60}Co	$4.4\cdot10^{8}$	$1.1\cdot10^{6}$	$7.9\cdot10^{7}$	$1.2\cdot10^{10}$	$1.5\cdot10^{6}$	$1.2\cdot10^{7}$
^{65}Zn	$2.6\cdot10^{5}$			$9.0\cdot10^{8}$		$1.7\cdot10^{5}$
^{85}Sr					$9.3\cdot10^{4}$	
^{89}Sr	$3.1\cdot10^{7}$			$2.7\cdot10^{7}$		
$^{90}Sr/^{90}Y$	$7.9\cdot10^{6}$			$5.2\cdot10^{6}$	$1.9\cdot10^{6}$	$9.9\cdot10^{5}$
^{95}Zr	$6.4\cdot10^{4}$					
^{97}Zr						
^{95}Nb	$3.8\cdot10^{6}$	$9.4\cdot10^{4}$				
^{99}Mo						
^{99m}Tc	$2.4\cdot10^{5}$			$3.9\cdot10^{6}$		
^{103}Ru	$3.4\cdot10^{4}$					
^{115m}Cd						
^{110m}Ag	$1.3\cdot10^{7}$					$9.0\cdot10^{4}$
^{122}Sb	$3.9\cdot10^{7}$					
^{124}Sb	$1.7\cdot10^{8}$	$1.5\cdot10^{5}$		$7.7\cdot10^{6}$		$1.9\cdot10^{4}$
^{125}Sb	$9.9\cdot10^{7}$			$2.7\cdot10^{7}$		$4.0\cdot10^{7}$
^{123m}Te	$1.0\cdot10^{6}$	$2.2\cdot10^{5}$				
^{132}Te	$1.1\cdot10^{6}$					
^{125}I					$3.1\cdot10^{6}$	
^{126}I						
^{131}I	$1.2\cdot10^{7}$				$1.5\cdot10^{6}$	
^{133}I	$3.8\cdot10^{6}$					
^{134}Cs	$3.0\cdot10^{6}$		$1.0\cdot10^{7}$	$9.9\cdot10^{6}$	$2.5\cdot10^{6}$	
^{136}Cs						
^{137}Cs	$1.5\cdot10^{8}$		$1.4\cdot10^{7}$	$2.4\cdot10^{9}$	$1.5\cdot10^{7}$	$1.2\cdot10^{8}$
^{133}Ba						
^{140}Ba						
^{140}La						
^{141}Ce						
^{143}Ce						
^{144}Ce						
^{152}Eu					$2.1\cdot10^{4}$	
^{177}Lu					$1.3\cdot10^{6}$	
^{192}Ir						
^{239}Np						
α-Strahler		$1.3\cdot10^{5}$	$2.8\cdot10^{5}$	$2.0\cdot10^{5}$		$7.0\cdot10^{3}$
^{210}Po						
$^{239/240}Pu$	$4.7\cdot10^{4}$				$5.6\cdot10^{5}$	
$^{238}Pu/^{241}Am$	$1.0\cdot10^{5}$				$2.2\cdot10^{5}$	
^{242}Cm	$3.6\cdot10^{4}$					
$^{243/244}Cm$	$3.9\cdot10^{4}$					

Tabelle 1d: Abgaben mit der Abluft der Kernanlagen, 2005: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben, (Edel-)gase und Iod

Nuklid	**Abgaben[2] [Bq im Jahr]**					
β/γ-Strahler	**KKB**	**KKG**	**KKL**	**KKM**	**PSI**	**ZZL**
Gase, Edelgase						
Tritium			$6.0 \cdot 10^{11}$		$6.8 \cdot 10^{11}$	$3.8 \cdot 10^{8}$
^{11}C					$1.4 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$5.0 \cdot 10^{10}$	$6.3 \cdot 10^{10}$	$3.4 \cdot 10^{11}$	$3.0 \cdot 10^{11}$		$5.2 \cdot 10^{7}$
^{13}N					$1.4 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$5.8 \cdot 10^{13}$	
^{18}F					$4.5 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$2.9 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar				$5.5 \cdot 10^{9}$	$3.2 \cdot 10^{12}$	
^{75}Kr					$7.3 \cdot 10^{9}$	
^{85}Kr			$3.9 \cdot 10^{6}$			
^{85m}Kr	$2.8 \cdot 10^{11}$			$3.5 \cdot 10^{10}$	$9.0 \cdot 10^{9}$	
^{87}Kr					$2.8 \cdot 10^{10}$	
^{88}Kr				$1.4 \cdot 10^{10}$	$3.7 \cdot 10^{7}$	
^{123}Xe					$1.6 \cdot 10^{8}$	
^{127}Xe					$5.9 \cdot 10^{7}$	
^{131m}Xe						
^{133}Xe	$3.3 \cdot 10^{12}$		$4.3 \cdot 10^{10}$	$2.5 \cdot 10^{10}$		
^{133m}Xe						
^{135}Xe	$3.2 \cdot 10^{12}$		$3.1 \cdot 10^{11}$	$1.3 \cdot 10^{10}$		
^{135m}Xe			$2.4 \cdot 10^{11}$	$9.4 \cdot 10^{08}$		
^{137}Xe						
^{138}Xe				$7.7 \cdot 10^{09}$		
EG-Aequiv.[4)]				$7.5 \cdot 10^{10}$		
EG: β-total		$<7.8 \cdot 10^{12}$				
Andere	$4.9 \cdot 10^{11}$					
Iod						
^{123}I					$5.9 \cdot 10^{7}$	
^{124}I					$2.3 \cdot 10^{6}$	
^{125}I					$5.1 \cdot 10^{7}$	
^{126}I					$7.3 \cdot 10^{5}$	
^{131}I	$8.1 \cdot 10^{6}$	$1.8 \cdot 10^{5}$	$6.8 \cdot 10^{7}$	$1.1 \cdot 10^{7}$	$2.0 \cdot 10^{8}$	
^{133}I	$3.5 \cdot 10^{7}$			$2.1 \cdot 10^{7}$		

Tabelle 1e: Abgaben mit der Abluft der Kernanlagen, 2005: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben, Aerosole

Nuklid	**Abgaben[2] [Bq im Jahr]**					
β/γ-Aerosole	**KKB**	**KKG**	**KKL**	**KKM**	**PSI**	**ZZL**
^{7}Be						
^{22}Na					$8.5\cdot10^{3}$	
^{24}Na					$2.5\cdot10^{5}$	
^{38}S					$2.2\cdot10^{9}$	
^{38}Cl						
^{39}Cl					$5.1\cdot10^{9}$	
^{51}Cr						
^{54}Mn				$2.1\cdot10^{6}$		
^{57}Co						
^{58}Co	$2.3\cdot10^{5}$					
^{60}Co	$3.0\cdot10^{3}$			$2.8\cdot10^{7}$	$1.6\cdot10^{6}$	$1.0\cdot10^{2}$
^{65}Zn				$1.8\cdot10^{6}$		
^{69}Ge					$3.4\cdot10^{6}$	
^{75}Se					$2.8\cdot10^{5}$	
^{76}Br						
^{77}Br					$9.2\cdot10^{6}$	
^{82}Br					$6.1\cdot10^{8}$	
^{89}Sr				$3.0\cdot10^{5}$		
^{90}Sr				$1.4\cdot10^{4}$		
^{99m}Tc					$1.0\cdot10^{7}$	
^{95}Zr						
^{95}Nb	$4.5\cdot10^{3}$					
^{106}Ru/Rh						
^{108m}Ag						
^{110m}Ag						
^{123}Te	$8.5\cdot10^{2}$					
^{125m}Te						
^{124}Sb						
^{125}Sb						
^{131}I			$2.7\cdot10^{6}$	$1.7\cdot10^{4}$		
^{134}Cs						
^{137}Cs			$3.9\cdot10^{4}$	$2.2\cdot10^{5}$	$2.2\cdot10^{3}$	
^{140}Ba				$5.6\cdot10^{5}$		
^{140}La						
^{181}Re					$3.8\cdot10^{7}$	
^{182}Re					$1.3\cdot10^{8}$	
^{188}Re					$7.4\cdot10^{5}$	
^{182}Os					$3.8\cdot10^{5}$	
^{183}Os					$1.8\cdot10^{8}$	
^{183m}Os					$3.8\cdot10^{8}$	
^{185}Os					$8.2\cdot10^{6}$	
^{192}Au					$1.2\cdot10^{10}$	
^{193}Au					$3.7\cdot10^{8}$	
^{192}Hg					$2.2\cdot10^{9}$	
^{193m}Hg					$3.2\cdot10^{8}$	
^{194}Hg						
^{195}Hg					$1.1\cdot10^{10}$	
^{195m}Hg					$1.3\cdot10^{8}$	
^{197m}Hg					$1.7\cdot10^{8}$	
^{203}Hg					$7.7\cdot10^{6}$	
Nicht spezifizierte	$1.5\cdot10^{5}$					
α-Aerosole	$2.1\cdot10^{4}$	$4.7\cdot10^{4}$	$5.6\cdot10^{4}$	$1.0\cdot10^{5}$		$1.6\cdot10^{4}$
^{210}Po						

Fussnoten der Tabellen 1a-e

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

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 ZZL oder PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. + 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 Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ^{133}Xe, 10% ^{135}Xe und 10% ^{88}Kr angenommen.
- **Gase:** Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ^{11}C, ^{13}N, ^{15}O und ^{41}Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die einzelnen Abgabestellen und das gesamte PSI die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Für die Gesamtanlage wird zusätzlich auch die auf den Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ normierten Abgabe aufgeführt.
- **Aerosole**: Hier ist in jedem Fall die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar. Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist dem gegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.
- **Iod**: Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von ^{131}I limitiert; somit ist bei den tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtabgabe wird zudem auch ein ^{131}Iod-Aequivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ^{131}I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen. Für die Berechnung der Jahresdosis werden sowohl für die KKW wie für das PSI immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von ^{133}I berücksichtigt.
- **Kohlenstoff ^{14}C:** In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des ^{14}C, der für die Dosis relevante ist, angegeben. Die für ^{14}C angegebenen Werte basieren bei allen Werken auf aktuellen Messungen.

Kapitel 8.2
Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

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

8.2.1 Nahbereich der Kernanlagen

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

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise, vierteljährlich von der HSK durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen 0.08 µSv/h (natürlicher Untergrund) und 0.35 µSv/h ermittelt. Damit ergibt sich unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca. 2.0 mSv (ohne natürlichen Untergrund). Die vom KKM ausgewerteten TLD am Zaun ergeben für das Berichtsjahr eine Dosiserhöhung von 1.1 mSv (ohne natürlichen Untergrund von ca. 0.7 mSv).

Beim KKL wurden bei den vierteljährlichen Stichproben der HSK während des Leistungsbetriebes am Zaun Ortsdosisleistungen zwischen 0.06 µSv/h (natürlicher Untergrund) und 0.27 µSv/h ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 0.78 mSv pro Jahr. Der vom KKL im Berichtsjahr ermittelte höchste Nettowert eines TLD am Zaun betrug 0.63 mSv (ohne natürlichem Untergrund von ca. 0.6 mSv). Die deutliche Abnahme im Vergleich zu den Vorjahren ist einerseits mit dem Stillstand von etwa 5 Monaten im Sommer durch den im April aufgetretenen Generatorschaden, andererseits mit der Zubetonierung der Maschinenhausfenster und der daraus resultierenden, verbesserten Abschirmung zu begründen.

Im Jahr 2005 betrug der höchste, mit einem TLD am Zaun des Paul Scherrer Instituts (PSI) gemessene Wert 0.74 mSv (ohne natürlichem Untergrund von ca. 0.6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt bei der Aktivlagerhalle am PSI-Ost. Dieser Wert korrespondiert recht gut mit dem auf Grund der Stichproben der HSK am Zaun des PSI zu erwartende Dosiswert von 0.7 mSv (ohne natürlichen Untergrunde).

Beim KKB, KKG und beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen Stichproben der HSK eine Erhöhung der Ortsdosis über dem 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 von allen Anlagen eingehalten.

8.2.2 TLD in der Umgebung der Kernanlagen

Als Teil der Umgebungsüberwachung der schweizerischen Kernanlagen werden laufend Messungen mit Thermolumineszenzdosimetern (TLD) durchgeführt, die zu diesem Zweck in der Umgebung um die Kernanlagen ausgelegt werden. Die Dosimeter sind vor Witterungseinflüssen geschützt an Bäumen, Masten oder Gebäuden einige Meter über Boden so angebracht, dass sie ohne Hilfsmittel nicht erreichbar sind. In der Umgebung des Kernkraftwerks Gösgen befinden sich die Dosimeter an 24 Standorten, beim Kernkraftwerk Leibstadt an 21 und beim Kernkraftwerk

KKM an 17 Standorten. Im Bereich des Kernkraftwerkes Beznau, der ZWILAG sowie des Paul Scherrer Instituts hat es an 33 Standorten Dosimeter, die allesamt vom PSI gewartet werden. In der Figur 2 sind die Standorte kartographisch dargestellt.

Für die Messungen kommen verschiedene passive Umgebungsdosimeter zum Einsatz. Das PSI und KKM setzen TLD mit Al_2O_3 ein. Das KKG verwendet TLD-200 mit CaF_2:Dy. Denselben Dosimetertyp hatte KKL bis Mitte des Jahres 2004 verwendet. Seither verwendet KKL GR200-Dosimeter.

Das Auslegen, Einsammeln und Auswerten der Dosimeter obliegt den Betreibern. Die TLD werden vierteljährlich durch die anerkannten Personendosi-metriestellen des PSI und der Kernkraftwerke Mühleberg, Leibstadt und Gösgen ausgewertet. Die Messwerte in der Einheit Umgebungs-Äquivalentdosis H*(10) gemäss Strahlenschutzverordnung Anhang 5 werden ohne Abzug der natürlichen Untergrundstrahlung im Rahmen der periodischen Berichterstattung den Behörden gemeldet. Die HSK überprüft die Resultate, um Veränderungen zu erkennen und nötigenfalls darauf zu reagieren, indem vor Ort Kontrollen mit dem in-situ Gammaspektrometer oder mit einem Dosisleistungsmessgerät durchgeführt werden.

8.2.3 Analysemethode

Grundsätzlich erfolgt die Analyse der mittels TLD erhobenen Daten nach dem Verfahren, das im Loseblatt FS-78-15-AKU des Arbeitskreises Umweltüberwachung des Fachverbandes für Strahlenschutz beschrieben wird. Um unterschiedliche Quartalslängen auszugleichen, werden die Messwerte auf eine Quartalslänge von 91 Tagen normiert. In der Regel wurden mit Hilfe von Beweissicherungsdaten aus der Zeit vor dem Betrieb der Kernanlage ortsspezifische Parameter (OSP) bestimmt, indem die zeitliche, insbesondere wetterbedingte Variation der Dosiswerte rechnerisch eliminiert wird. Der ortsspezifische Parameter ist die über die Beweissicherungsperiode gemittelte Differenz zwischen den Messwerten eines Dosimeter-Standortes und dem jeweiligen Quartalsmittelwert über alle Standorte in der Umgebung einer Kernanlage. Die so ermittelten Differenzen entsprechen der örtlichen Variation der natürlichen Strahlung in der Umgebung einer Kernanlage. Bei der Analyse neu anfallender Quartalsdaten wird die so genannte Nettodosis berechnet, indem vom Messwert der aktuelle Quartalsmittelwert über alle Standorte und der ortsspezifische Parameter subtrahiert werden. Die Nettodosis ist ein Mass für die Änderungen, die nicht durch die Einflüsse des Wetters oder der ortsspezifischen natürlichen Strahlung erklärt werden können. Bei einer Verschiebung oder sonstigen Änderung eines Standortes ändert sich häufig auch der OSP. Deshalb wird dieser falls nötig für den neuen Standort aus den Messwerten mehrerer Quartale neu bestimmt.

Unter der Annahme, dass die Nettodosis nicht durch künstliche Radioaktivität erhöht ist (siehe nächster Abschnitt), lässt sich die Nachweisgrenze für die mit dieser Methode ermittelten Nettodosen bestimmen. Sie liegt bei einem Vertrauensbereich von 99 % im Bereich von 30 bis 60 µSv pro Quartal oder bei zirka 20 % bis 30 % der natürlichen Untergrundstrahlung. Bei den Umgebungsdaten des KKG beträgt die Nachweisgrenze ca. 50 µSv, bei KKL ca. 32 µSv, bei KKM ca. 56 µSv und im Bereich von KKB/PSI/ZWILAG ca. 33 µSv.

8.2.4 Ergebnisse

In den Figuren 3 bis 6 sind die Nettodosen für die Umgebungen von KKG, KKB/PSI/ZWILAG, KKL und KKM graphisch dargestellt. In dieser Übersicht zeigt sich, dass die Nettodosis eine charakteristische Streuung hat, die durch die Unsicherheiten der Mess- und Analysemethode bestimmt ist. Daher lässt sich schliessen, dass bis auf wenige, im Folgenden zu diskutierenden Ausnahmen kein Einfluss durch künstliche Radioaktivität festzustellen ist:

In den Nettodosen für KKG ist deutlich ein Anstieg für die TLD Station TG-23 zu erkennen. Dieser Anstieg ist auf eine Verschiebung des TLD Standorts zurückzuführen. Die Nettodosen der übrigen Standorte bewegen sich innerhalb eines Bandes von ca. 25 µSv und liegen alle unterhalb der Nachweisgrenze von 50 µSv.

Bei KKB/PSI/ZWILAG ist im ersten Quartal 2004 ein Anstieg beim Standort TB-09 zu erkennen, der mit nachfolgenden Direktmessungen mit einem Dosisleistungsmessgerät nicht bestätigt werden konnte (siehe dazu auch HSK Strahlenschutzbericht 2004). Die übrigen Werte liegen alle unter der Nachweisgrenze von ca. 33 µSv.

Bei KKL liegen mit Ausnahme der TLD Station TL-15 alle Nettodosen unterhalb der Nachweisgrenze von ca. 32 µSv. Die höheren Nettodosen bei TL-15 sind auf eine Verschiebung des Standortes zurückzuführen, die bei der Berechnung der Nettodosen nicht berücksichtigt wurde. Mit dem Wechsel des Dosimetertyps Mitte 2004 und der gleichzeitigen Versetzung bzw. Änderung der Behälter bei den Stationen TL-02, TL-03, TL-06, TL-07, TL-15, TL-16, TL-19, TL-20 und TL-21 änderte sich das Bild wesentlich. Die Entwicklung der Dosen wird verfolgt und gegebenenfalls werden die OSP neu bestimmt.

Bei KKM liegen alle Nettodosen unterhalb der Nachweisgrenze von ca. 56 µSv. Der Schwankungsbereich ist jedoch eher etwas grösser als bei den Umgebungsdaten der andern Kernanlagen.

In der Figur 7 sind die Quartalsmittelwerte über die TLD-Standorte in der Umgebung der vier Kernanlagen für die letzten 7 bzw. 8 Jahre dargestellt. Die Mittelwerte entsprechen der natürlichen Dosis durch terrestrische und kosmische Strahlung. Es ist zu erkennen, dass sich die mit denselben Dosimetertypen erhobenen Messdaten ähnlich verhalten. So weisen die Quartalsmittel von KKG und KKL, die CaF_2:Dy-Dosimter verwenden (KKL bis Mitte 2004), kleinere Schwankungen auf als die von KKB/PSI/ZWILAG und KKM, die Al_2O_3-Dosimeter verwenden. Mit dem Wechsel des Dosimetertyps bei KKL Mitte 2004 sank, infolge der neuen Kalibrierung der GR200-Dosimeter, der Quartalsmittelwert etwas ab.

Grundsätzlich sind aufgrund der praktisch horizontal verlaufenden Kurven der Quartalsmittelwerte keine Tendenzen zu erkennen, die auf einen allgemeinen Anstieg der Dosis in der Umgebung der Kernanlagen hinweisen würden

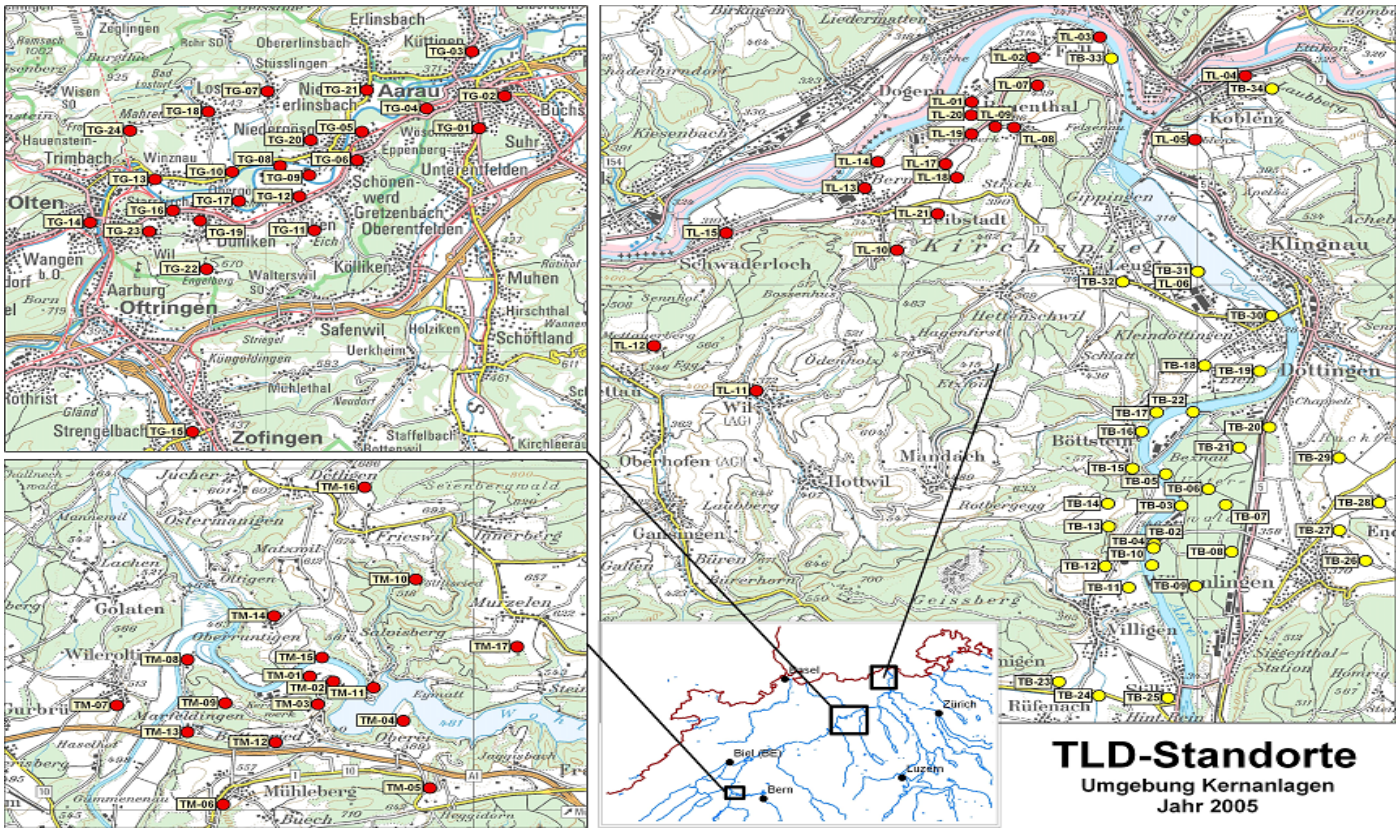
8.2.5 Fazit

Mit der zur Verfügung stehenden Auswertungs- und Analysemethode werden bereits kleine Änderungen in den mit TLD bestimmten Dosen in der Umgebung der Kernanlagen erkannt. Die langjährigen Messreihen lassen frühzeitig Tendenzen an einzelnen Messorten erkennen.

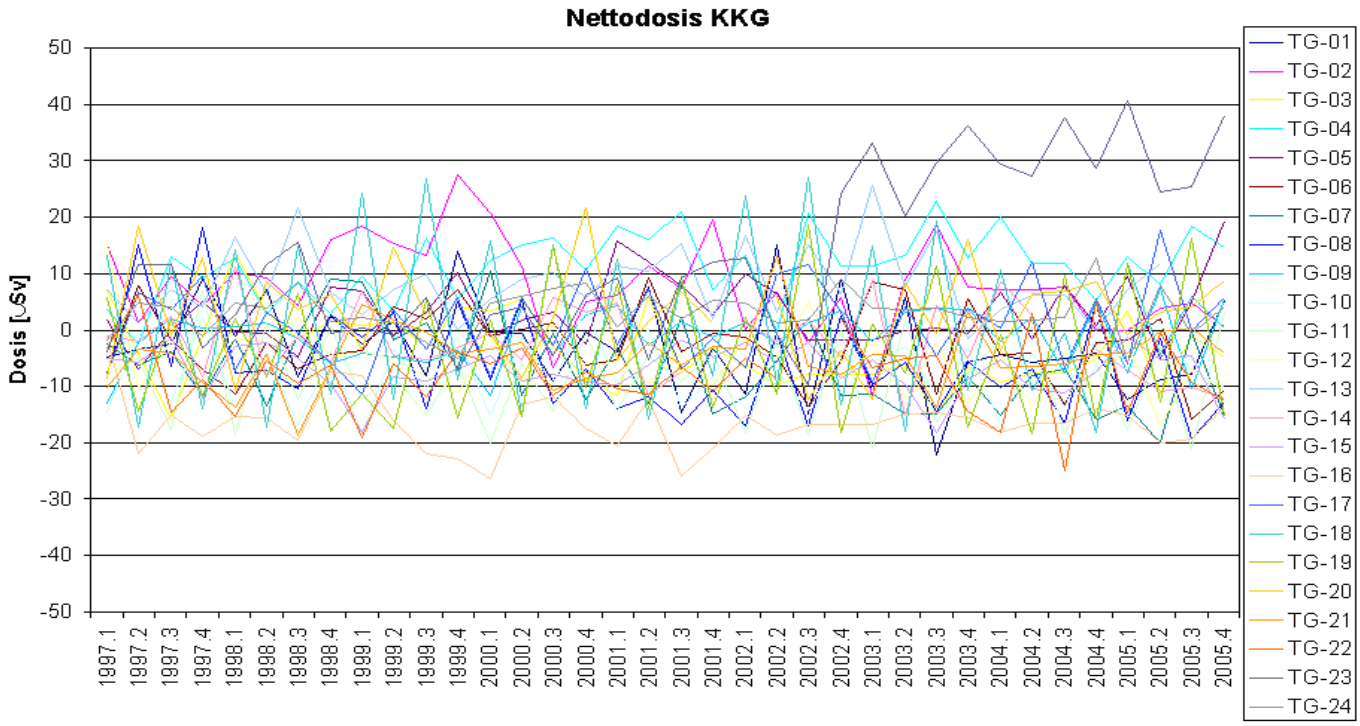
Aus den oben dargestellten Daten sind keine Nettodosen über den Nachweisgrenzen zu erkennen, die nicht auf Verschiebungen von TLD Standorten zurückzuführen sind. In der Fig. 6 ist bei KKL deutlich der Einfluss des Dosimetertyps, der damit zusammenhängenden neuen Kalibrierung und der Änderungen an den Stationsstandorten auf die Nettodosen zu erkennen.

Die dargestellten Nettodosen und die erreichten Nachweisgrenzen belegen die gute Qualität der TLD Messungen. Messtechnische Probleme mit den Dosimetern würden sich rasch in den Nettodosen manifestieren.

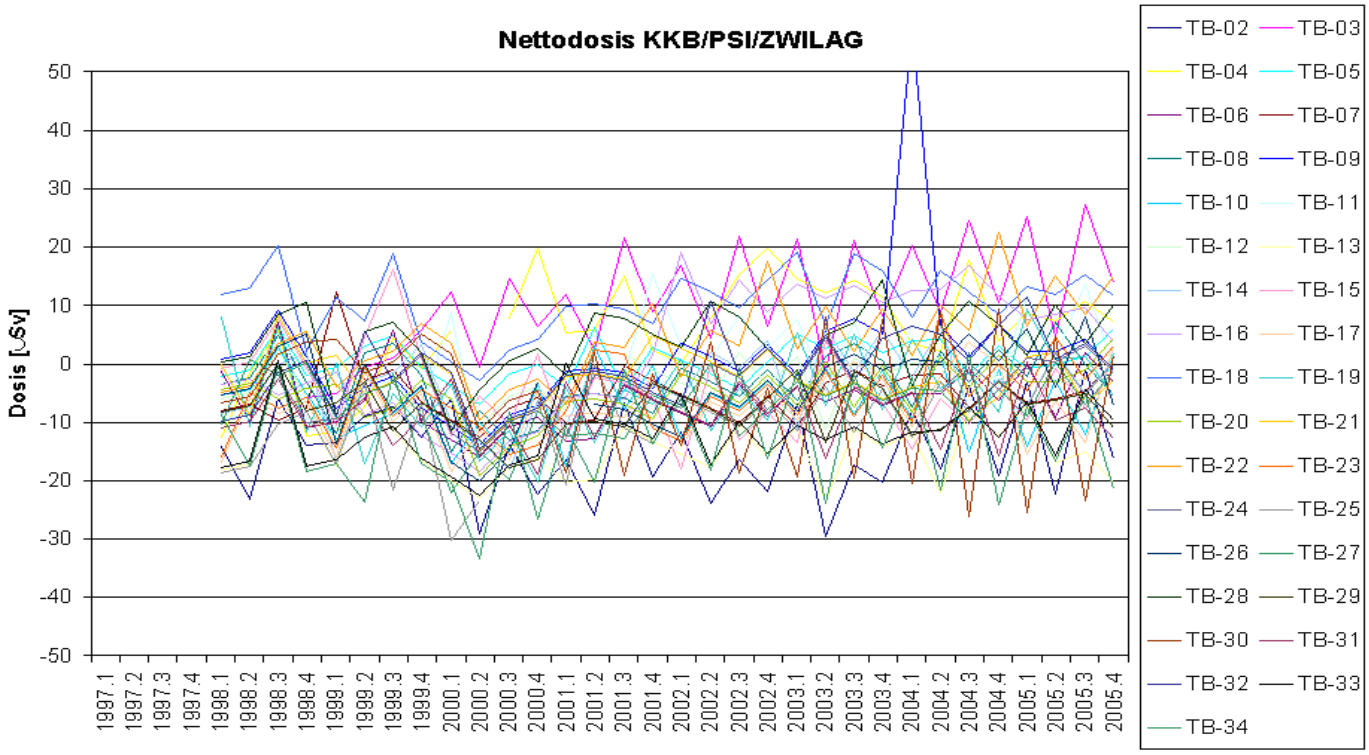
Die Quartalsmittelwerte blieben über die letzten 7 bzw. 8 Jahre konstant und weisen keinen Anstieg der Dosis in der Umgebung der Kernanlagen aus.



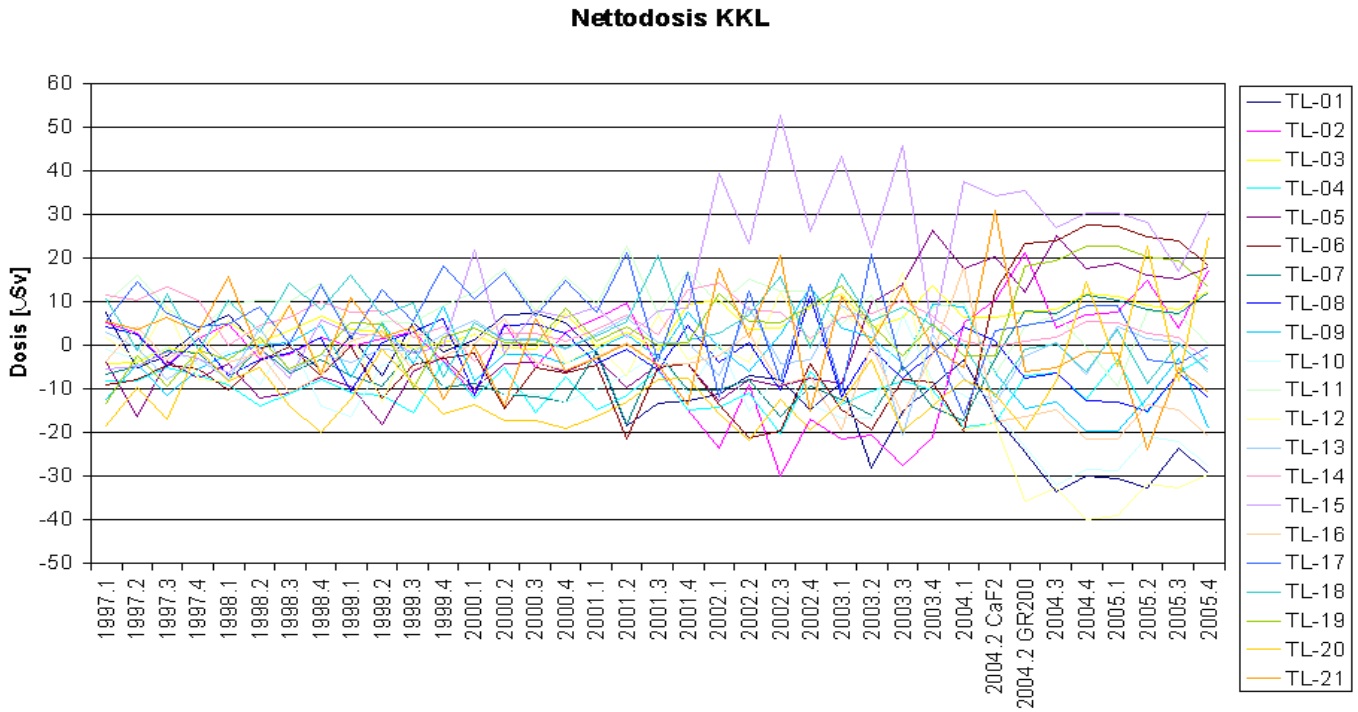
Figur 2: Standorte der TLD in der Umgebung der Kernanlagen. Kartendaten PK 100 und PK200 © (DV316.2) Swisstopo..



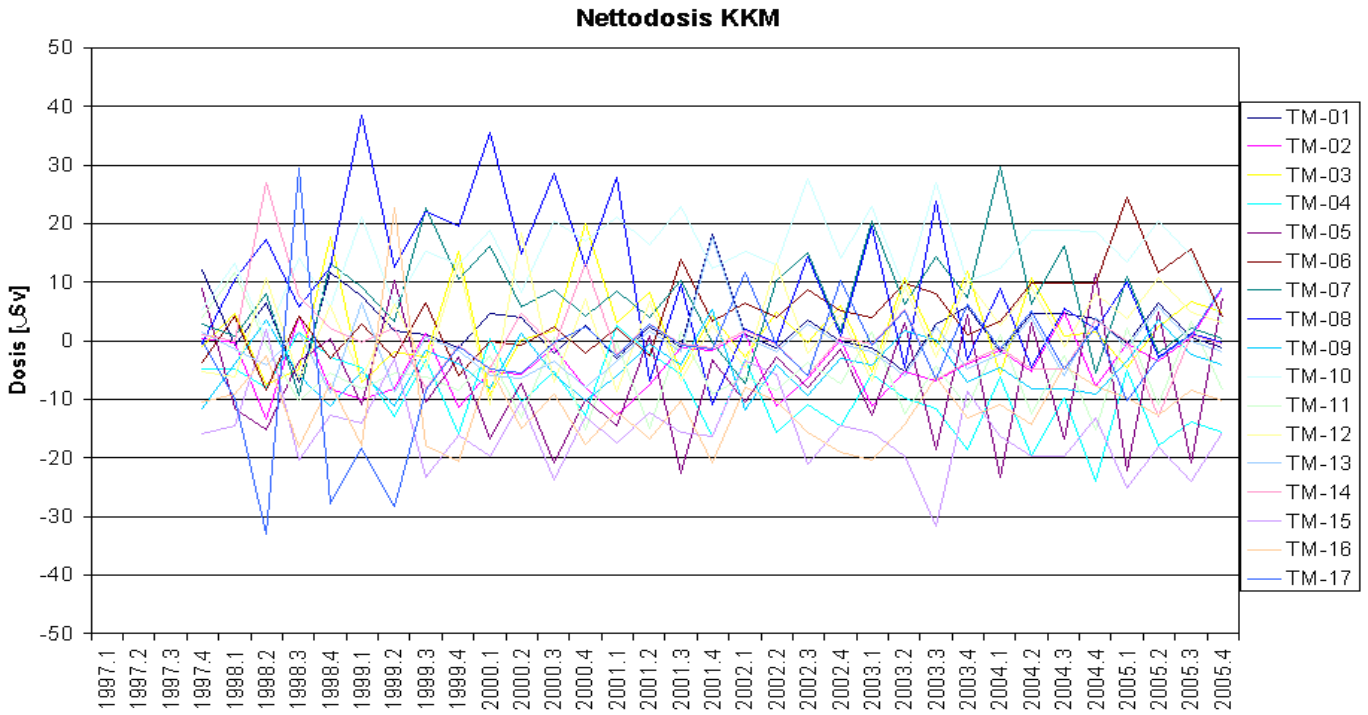
Figur 3: TLD-Nettodosen in der Umgebung des KKG. Dabei wurden als ortsspezifische Parameter diejenigen verwendet, die mithilfe der Beweissicherungsdaten bestimmt wurden.



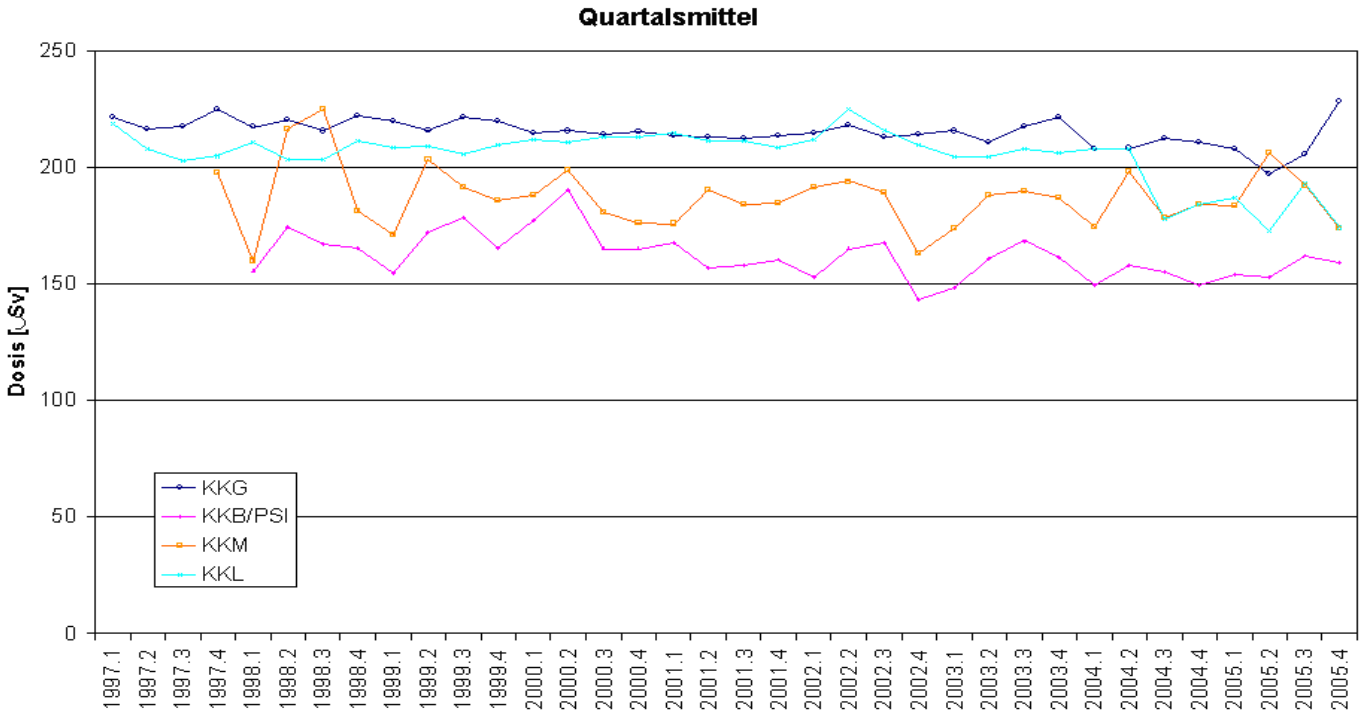
Figur 4: TLD-Nettodosen im Bereich von KKB/PSI/ZWILAG. Dabei wurden als ortsspezifische Parameter diejenigen verwendet, die mithilfe der Beweissicherungsdaten bestimmt wurden.



Figur 5: TLD-Nettodosen in der Umgebung des KKL. Dabei wurden als ortsspezifische Parameter diejenigen verwendet, die mithilfe der Beweissicherungsdaten bestimmt wurden



Figur 6: TLD-Nettodosen in der Umgebung des KKM. Dabei wurden als ortsspezifische Parameter diejenigen verwendet, die mithilfe der Beweissicherungsdaten bestimmt wurden.



Figur 7: Quartalsmittelwerte für die vier Umgebungsüberwachungen normiert auf eine Expositionszeit von 91 Tagen.

Chapitre 8.3
Les installations nucléaires et l'environnement

S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle
Section de surveillance de la radioactivité, SUER / Office fédéral de la santé publique, OFSP
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Résumé

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2005. Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt et ^{54}Mn dans les eaux et les trappes à sédiment). La contribution du rayonnement direct a également été détectée en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois restées nettement au-dessous des limites réglementaires et donc, sans conséquences pour la santé.

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

sa coordination, la surveillance englobe également les propres mesures de l'Office, des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}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, ^{3}H 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.

8.3.1 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 Division principale pour la sécurité des installations nucleaires (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

8.3.2 Méthodologie

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

8.3.3 Résultats

Mesures à la source

Les mesures parallèles de l'exploitant, de la DSN et de l'OFSP sur des échantillons liquides et gazeux prélevés en phase de rejet ainsi que le contrôle des rejets déclarés mensuellement aux autorités ont confirmé le respect des limites réglementaires par l'exploitant en 2005 (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 terme de doses par rapport à la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an (y compris rayonnement direct). (Remarque: le lecteur sera peut-être surpris de la modification à la hausse de cette valeur par rapport aux années précédentes.

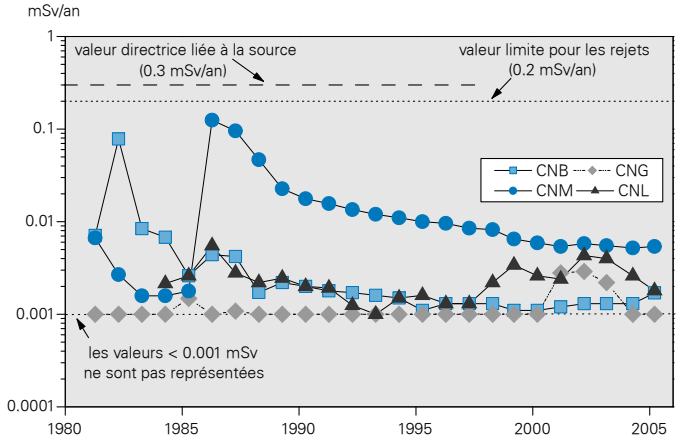


Figure 1: Dose (calculée) due aux émissions des centrales nucléaires accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales pour chaque année de 1981 à 2005 (Données DSN).

En effet, la valeur directrice de dose liée à la source rapportée par la DSN jusqu'en 2004 était de 0.2 mSv/an. Cependant cette ancienne valeur ne tenait compte que de la contribution des rejets. La valeur directrice de dose de 0.3 mSv/an, comprend, quant à elle, à la fois la contribution des rejets et du rayonnement direct).

Mesures de l'exposition ambiante

L'exposition ambiante à la clôture et au voisinage des installations nucléaires est surveillée en permanence par le réseau MADUK, à l'aide de dosimètres thermoluminescents (TLD) ainsi que par des mesures périodiques effectuées par la DSN à la clôture des installations (voir Chap. 8.2). La valeur limite d'immission pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixé à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection, à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit. Les résultats de cette surveillance ont montré que toutes les installations ont respecté cette valeur limite dans l'année sous revue.

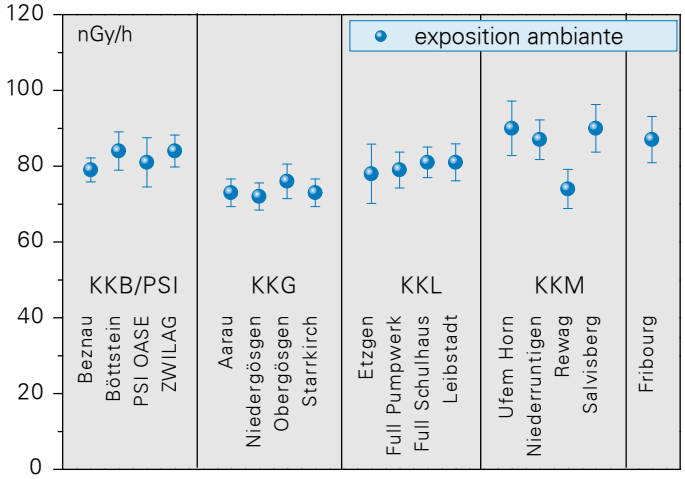


Figure 2: Contrôles du débit de dose ambiante effectués en 2005 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre comparatif.

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

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance du milieu atmosphérique comprend l'analyse des précipitations et des aérosols 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 sur les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösgen et Leibstadt n'ont pas révélé la présence d'émetteur gamma d'origine artificielle durant l'année 2005, à l'exception de traces de ^{137}Cs (0.6 à 1.5 micro-Bq/m^3) attribuables à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl.

Une activité de ^{60}Co légèrement supérieure à 9 micro-Bq/m^3 a été mesurée sur les filtres aérosols du voisinage de la centrale de Mühleberg au mois de septembre. Même si cette valeur est nettement inférieure à la limite d'immission de 1.66 Bq/m^3, elle a été annoncée à la DSN. Après des recherches effectuées par cette dernière, il semble que le filtre aérosol ait été contaminé accidentellement en ^{60}Co dans les laboratoires de la centrale avant son envoi pour mesure au laboratoire de Fribourg. L'hypothèse d'une contamination du filtre en laboratoire, plutôt qu'en raison de rejets atmosphériques de la centrale est également corroborée par le fait qu'aucun

autre radio-isotope n'a été détecté sur le filtre aérosol en question. Toujours aux environs de KKM, des traces de ^{60}Co (0.7 micro-Bq/m^3) ont par ailleurs été mesurées en avril et en décembre.

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

Pour toutes ces stations, les radionucléides naturels ^{7}Be et ^{210}Pb, avec des valeurs comprises respectivement entre 0.8 et 4.3 et entre 0.3 et 3.8 mBq/m^3, sont nettement prépondérants.

Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau ni dans ceux du PSI au cours de l'année 2005.

Tableau 1: Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2005

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)
Niederruntingen (environs KKM) Mesures OFSP	< 1 – 3.0	1.6
Niedergösgen (environs KKG) Mesures OFSP	< 1 – 4.0	2.0
Full (environs KKL) Mesures OFSP	< 1 – 4.1	2.2
Beznau (environs KKB) Mesures PSI	< 1 - 18	5.8
PSI Mesures PSI	< 1 – 9.0	5.0
ZWILAG Mesures PSI	< 1 – 4.9	-

Les résultats des mesures du tritium (^{3}H), radionucléide directeur dans les précipitations, dans les échantillons mensuels des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 1. Les concentrations de ^{3}H enregistrées aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt ne se distinguent pas notablement de celles enregistrées dans des localités situées hors influence telles que Fribourg. Des valeurs légèrement plus élevées ont par contre été mesurées dans les précipitations des environs de la centrale de Beznau et, dans une moindre mesure, dans celles du PSI. La figure 3 montre le suivi mensuel des concentrations du ^{3}H 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. Cette figure montre que les valeurs plus élevées mesurées à Beznau, et les légères augmentations détectées au PSI, ne présentent pas de corrélation. Les concentrations de ^{3}H mesurée à Leibstadt, également située dans un voisinage proche, sont restées faibles. Notons finalement que toutes ces valeurs sont restées nettement inférieures aux limite autoriséede 12'000 Bq/l.

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.

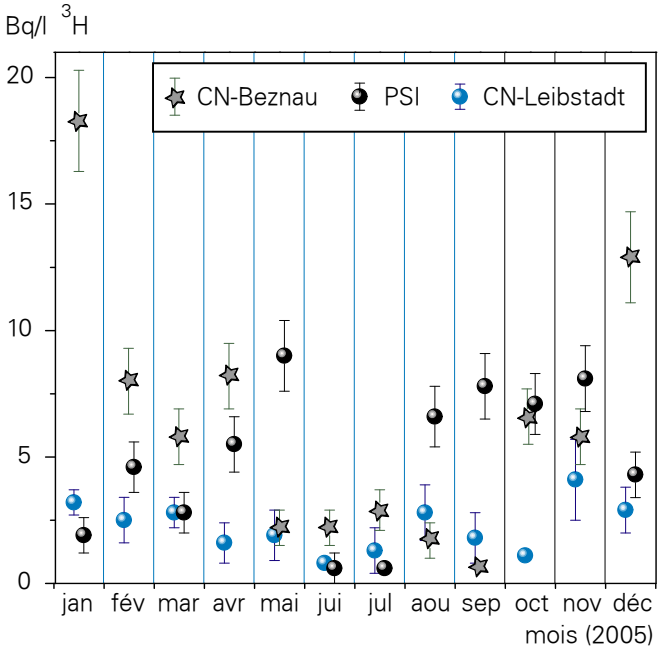


Figure 3: Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage des centrales nucléaires de Beznau et Leibstadt, ainsi que du PSI en 2005 (CNB et PSI : mesures mensuelles du PSI ; CNL : mesures mensuelles de l'OFSP).

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. Les résultats de ces examens sont conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires: à l'exception du ^{137}Cs, aucun radionucléide émetteur gamma n'a été détecté dans les échantillons de sol et d'herbe prélevés au voisinage des installations nucléaires. La figure 4 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination

rémanente en ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP en 2005. Ces valeurs témoignent des retombées de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 60.

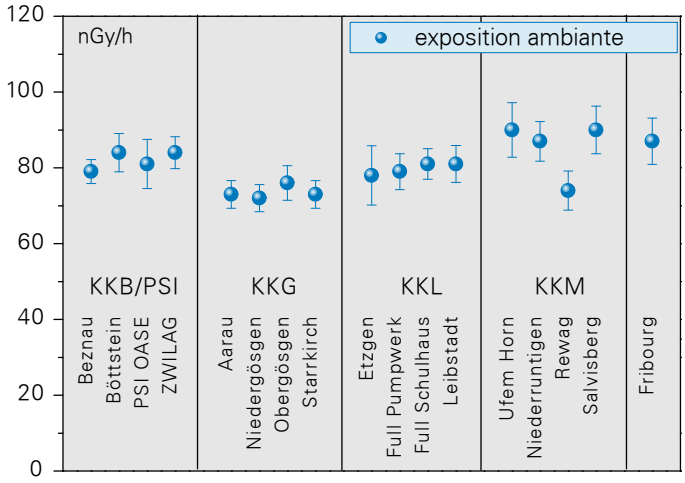


Figure 4: ^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) examinés par l'OFSP en 2005 (couche 0-5 cm).

Afin de caractériser les sites du point de vue des contributions individuelles à l'exposition externe du public, l'OFSP procède depuis les années 80 à des mesures par spectrométrie gamma in situ. Les résultats correspondants (Figure 1 du Chap. 3.1) montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites, à l'exception de traces d'^{41}Ar mises en évidence dans l'air au PSI (0.8 Bq/m^3). Le débit de dose résultant de la présence de ce radioélément de courte période (1.8 h) est toutefois très faible (0.2 nGy/h) et sans conséquence radiologique.

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

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. L'ensemble de ces mesures, coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux (Chap. 5), ne met pas en évidence un marquage du milieu terrestre attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires. Les mesures additionnelles de l'OFSP en particulier celles du programme germano-suisse au voisinage de Leibstadt dans les produits agricoles et les poissons confirment ce constat. En effet, seules des traces de ^{137}Cs ont pu être détectées.

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 le ^{58}Co (provenant essentiellement de Beznau), le ^{60}Co et le ^{54}Mn (tous deux provenant principalement 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 dans l'Aar et le Rhin provient essentiellement de la remobilisation des dépôts de Tchernobyl.

Les mêmes isotopes ainsi que des traces sporadiques de ^{65}Zn se retrouvent également dans les trappes à sédiments. Dans les poissons, hormis le ^{40}K naturel et, dans un cas, des traces de ^{137}Cs, aucun autre radionucléide n'a été détecté. Enfin les examens des eaux de la nappe n'ont signalé la présence d'aucun radionucléide d'origine artificielle.

Les résultats complémentaires des mesures ^{3}H 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 dans la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA. Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie γ. Aucun émetteur gamma artificiel n'a été détecté en 2005. 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 0.8 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^{3}H est mesuré par scintillation liquide. Tant pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle, des activités proches de 12±3 Bq/l ont été mesurées dans les échantillons prélevés en début de l'année (janvier à avril). Les analyses ont révélé des activités plus faibles, de l'ordre de 7±3 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, deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Les activités de tous les échantillons étaient inférieures à la limite de détection de 5 mBq/l.

8.3.4. Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2005. 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'est avéré insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 1, les calculs effectués à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an et s'est situé en 2005, en tenant compte des rejets des années précédentes, entre 0.001 et 0.005 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.

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 au voisinage des installations nucléaires s'appuie également sur des méthodes de mesure très sensibles, permettant de détecter la radioactivité à des niveaux infimes, l'objectif étant de vérifier que la modélisation des transferts n'engendre pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. La surveillance mise en jeu permet le suivi temporel des concentrations dans l'environnement, en particulier les processus possibles d'accumulation locale dans certains écosystèmes (sols, sédiments, feuillages). Enfin elle peut orienter des études nécessaires à la compréhension des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles.

Kapitel 8.4
Überwachung des Zentralen Zwischenlagers (ZWILAG) in Würenlingen

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

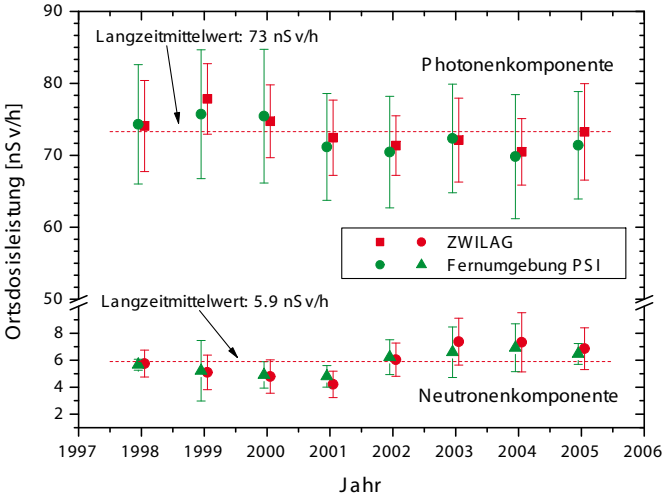
Zusammenfassung

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

Ergebnisse

Bei der Umgebungsdosimetrie wird die Photonen-Ortsdosis mit Al_2O_3-Thermolumineszenz-Dosimetern sowie die Neutronendosis mit Hilfe von Spaltspur-Dosimetern in Moderatorkugeln erfasst. Die Dosimeter werden nach jeweils 3 Monaten ausgewechselt und ausgewertet. Insgesamt sind beim ZWILAG sieben TLD-Dosimeterstationen und drei Neutronendosimeter entlang der äusseren Umzäunung installiert. Abbildung 8.4.1 zeigt den Verlauf der Photonen-Ortsdosisleistung seit dem Beginn der Messungen im Jahr 1997.

Die typischen, zu bestimmenden Radionuklide bei den Probenmessungen sind in Tabelle 8.4.1 und deren Nachweisgrenzen in Tabelle 8.4.2 aufgelistet. Während für die Luftfilter und Staubfangplatten Langzeitmessungen mittels der γ-Spektrometrie durchgeführt werden, kommen bei den wässerigen Proben noch LSC-Messungen auf Tritium (HTO) hinzu. Am aufwendigsten ist die Radioanalytik der Bodenproben, da hier auch noch anthropogene Radioisotope aus den atmosphärischen Kernwaffentests der 60iger Jahre und Fallout aus dem Chernobyl-Ereignis 1986 analysiert werden müssen (Aktiniden + ^{90}Sr). Bei den Probentypen Luftfilter, Staubfangplatten und Niederschlag wurden im Berichtsjahr nur Spuren von kosmogenen ^{7}Be sowie terrestrischem ^{210}Pb (in aquatischen Proben auch Tritium) gefunden. In Bodenproben wurden neben den terrestrisch primordialen Radionukliden ^{40}K (im Mittel ca. 300 Bq/kg), ^{226}Ra (als Mass für ^{238}U, ca. 20 Bq/kg) sowie ^{228}Ra (als Mass für ^{232}Th, ca. 25 Bq/kg) auch noch anthropogene Radionuklide signifikant nachgewiesen (^{90}Sr: 5-15 Bq/kg, ^{137}Cs: 40-80 Bq/kg, $^{239+240}$Pu: 0.3-0.6 Bq/kg, ^{241}Am: 0.1-0.4 Bq/kg).



Figur 1: Verlauf der Photonen- und Neutronen-Ortsdosisleistung in der Umgebung ZWILAG und Fernumgebung PSI (Referenzwerte) im Zeitraum 1997 – 2005. Die Messwerte stellen die Jahres-Mittelwerte sowie die Standardabweichungen aller Messstationen dar. (1.10.97, Beginn der Immissionsmessungen ZWILAG).

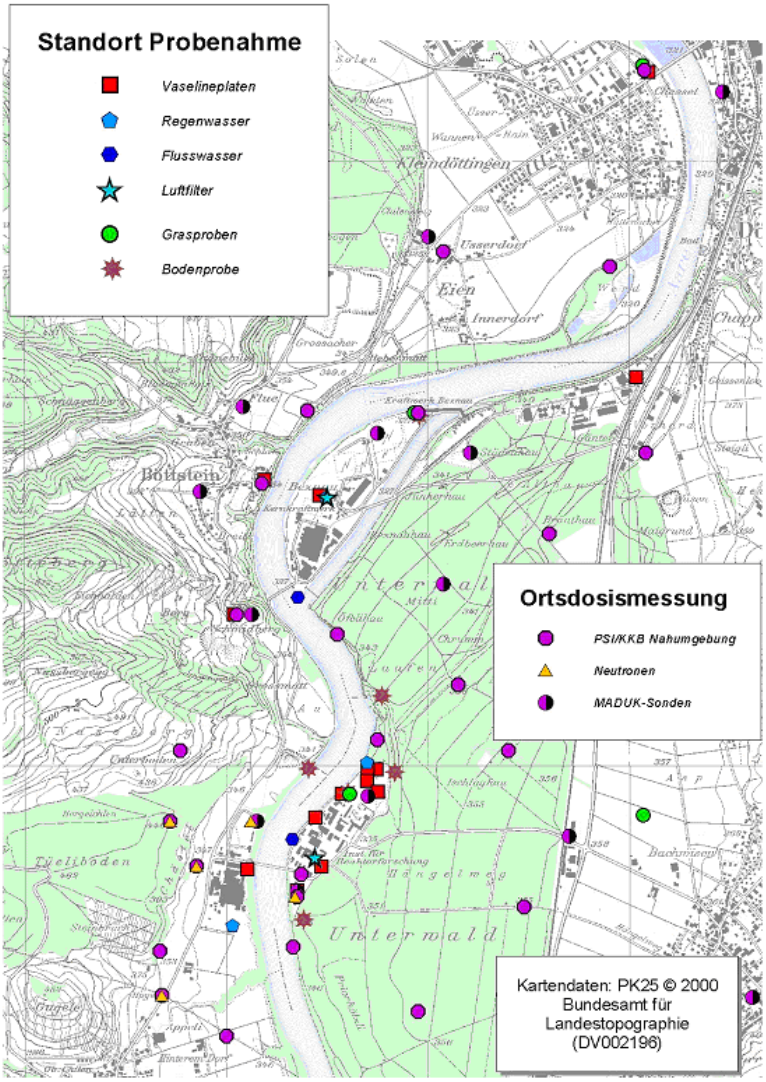
Tabelle 1: Probenarten und gemessene Radionuklide

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

Tabelle 2: Nachweisgrenzen für verschiedenen Probentypen und Isotope

Probenart	Nachweisgrenzen (NWG)					
	^{3}H	^{7}Be	^{40}K	^{90}Sr	^{137}Cs	^{239}Pu
Luftfilter (NWG in Bq/m^3)	n.a.	$5\cdot10^{-5}$	$1\cdot10^{-4}$	n.a.	$1\cdot10^{-5}$	n.a.
Staubfangplatten (NWG in Bq/m^2)	n.a.	5	10	n.a.	1	n.a.
Niederschlag, Flussw. (NWG in Bq/l)	0.6	0.2	0.5	n.a.	0.05	n.a.
Grasproben, Baumbl. (NWG in Bq/kg)	n.a.	5	10	0.1	1	n.a.
Bodenproben (NWG in Bq/kq)	n.a.	2	5	0.1	0.5	0.003

n.a. = nicht analysiert



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

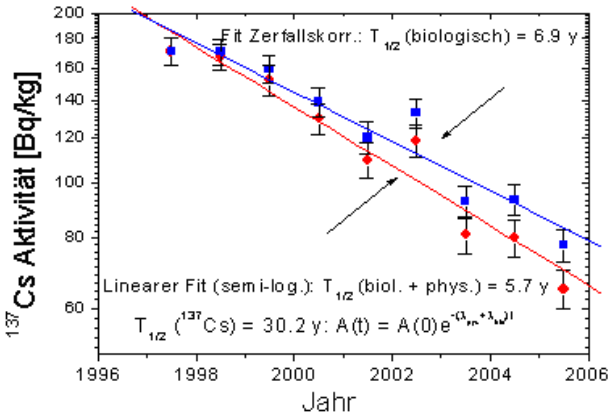
Die Radionuklidbestimmungen an Waldböden in der Umgebung ZWILAG laufen seit 1997. Seit dieser Zeit gehen die ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen in der obersten Bodenschicht (0–5 cm) von ca. 100 Bq/kg auf ca. 50 Bq/kg zurück Am stärksten ist dieser Trend an der Probenentnahmestelle nördlich des ZWILAG-Areals ausgeprägt (rote Symbole in Fig. 8.4.3). Die Regressionsanalyse durch die Daten in semilogarithmischer Darstellung ergibt nach physikalischer Zerfallskorrektur (Bezugsdatum 6.10.1997, Tag der ersten Probenerhebung) eine biologische Halbwertszeit von nur ca. 7 Jahren (blaue Punkte und Linie in Abbildung 8.4.3). Diese rasche Abnahme der ^{137}Cs-Aktivitäten kommt höchstwahrscheinlich durch den hohen Anteil an Flusskies-Sediment an dieser Probenentnahmestelle zustande, d.h. der Anteil an Tonmineralien ist hier gering gegenüber anderen Entnahmestellen (Tonmineralien weisen sehr hohe Verteilungskoeffiziente für die Adsorption von Alkalielementen, insbesondere K und Cs, auf). Im Gegensatz zu dieser Entnahmestelle lässt sich bei tonreichen Böden über relativ kurze Zeitspannen von einigen Jahren fast kein sichtbarer Trend ausmachen. So ergeben die γ-Messungen von Bodenproben am Standort Beznau (Tonmineralanteil hier > 50%) über die letzten 10 Jahre nur sehr langsam zurückgehende Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs (Messdaten in Abb. 8.4.4). Der Fit durch die zerfallskorrigierten Messwerte (blaue Punkte) ergibt hier für ^{137}Cs eine mittlere Verweildauer (biologische Halbwertszeit) von ca. 30 Jahren in der obersten Bodenschicht.

Über die biologische Halbwertszeit lässt sich grob die Aktivitätskonzentration nach dem Tschernobyl-Ereignis abschätzen, da der Anteil der Tschernobyl-Komponente am gesamthaft gemessenen ^{137}Cs im Untersuchungsgebiet klar dominiert (Anteil ca. 90%, Details in PSI-Bericht 02-15). Für die Probeentnahmestelle ZWILAG-Nord ergibt sich eine Aktivitätskonzentration für die Jahre 1986/1987 von ca. 300–400 Bq/kg (Waldboden) während mit 60-80 Bq/kg für den Standort Beznau (reines Wiesenland ohne Baumbewuchs) ein deutlich tieferer Wert resultiert. Diese abgeschätzten Werte stimmen gut mit Literaturwerten von Wald- und Wiesenböden in der Nordschweiz überein (z.B. BAG-Bericht 1992, PSI-Bericht 02-15).

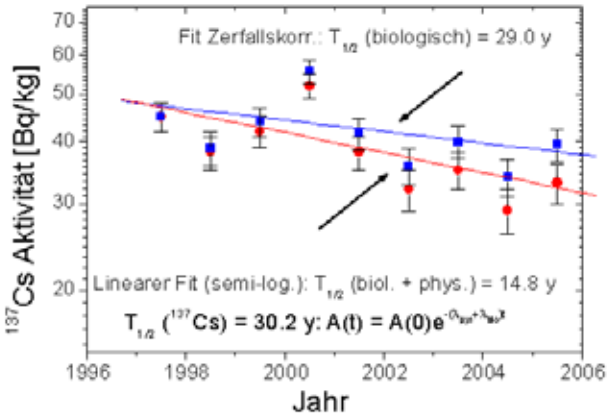
Literaturangaben:

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 1992, BAG-Jahresbericht 1992, Kap. B.4.3.1, ISBN 3-905235-09-9, Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, CH-1700 Fribourg.

Spezialnuklid-Analysen für die Beweissicherung ZWILAG 1997-2001: Abschlussbericht der Immissionsmessungen, PSI-Bericht Nr. 02-15, ISSN 1019-0643, Paul Scherrer Institut, Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, CH-5232 Villigen.



Figur 3: Verlauf der ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen in Bodenproben von der nördlichen Erhebungsstelle Umgebung ZWILAG im Zeitraum 1997 – 2005. Die roten Symbole entsprechen den Messwerten zum Zeitpunkt der Messung; die blauen Symbole stellen die zerfallskorrigierten Messwerte zum Referenzzeitpunkt dar (1.10.97, Beginn der Immissionsmessungen ZWILAG).



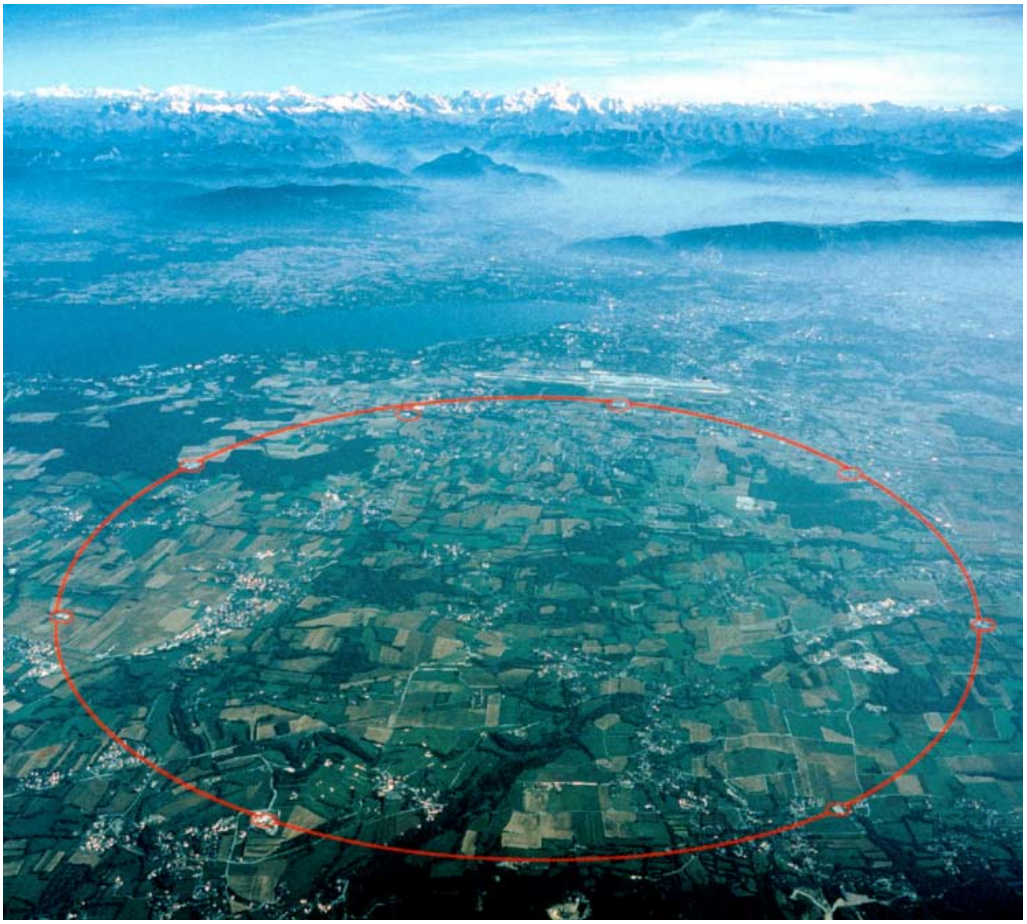
Figur 4: Verlauf der ^{137}Cs-Aktivitätskonzentrationen in Bodenproben vom Standort PSI/KKB im Zeitraum 1997–2005. Die Symbole sind analog zu Figur 3

Chapitre 8.5
Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

P. Vojtyla et D. Wittekind
CERN - Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire
Commission de Sécurité, 1211 GENEVE 23

Synthèse

La radioactivité de l'environnement autour de l'Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire (CERN) et les doses de rayonnements qui en résultent pour la population avoisinante sont contrôlées par la Commission de Sécurité du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux États Hôtes, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse (voire Chapitre 8.6). Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2005 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 2005 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. Le CERN a bien respecté en 2005 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 4% de cette valeur, comme l'indique l'estimation pour le groupe de référence, qui est de l'ordre de 0.01 mSv/an.



8.5.1 Objets de la surveillance

L'année 2005 était marquée par un arrêt général de tous les accélérateurs et toutes les expériences sauf le Booster du Synchrotron à Protons et l'ISOLDE. Néanmoins, le programme standard de surveillance a continué comme d'habitude excepté les systèmes de ventilation des installations arrêtées. Grâce à ces conditions particulières le bruit de fond naturel pouvait être examiné aux nombreux endroits.

Les contrôles réalisés en 2005 par le CERN sont :

- Les mesures de la radioactivité émise dans l'air à partir de l'ISOLDE et l'évaporateur V0 (émission).
- Les mesures de la radioactivité émise dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (émission).
- Les mesures des rayonnements diffusés produits par l'exploitation des accélérateurs du CERN ainsi que la mesure de la radioactivité contenue dans différents échantillons, prélevés dans l'environnement, et susceptibles d'être influencés par le rayonnement ou la radioactivité produit par le CERN (immission).

8.5.2 Contrôle des émissions

Les rejets de la radioactivité dans l'environnement par la ventilation de l'ISOLDE sont contrôlés par un moniteur de l'air installé au point de rejet (PMV170, voir figure 1). Les rejets du tritium sont estimés à partir des concentrations du ^{7}Be mesurées dans le point de ventilation. 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).

En 2005 6.8 TBq des activités bêta/gamma d'une période radioactive T½ < 1 jour (^{11}C, ^{13}N, ^{14}O, ^{15}O, ^{41}Ar) ont été rejetés de l'ISOLDE dans l'air. Le bilan de rejets est complété par 1.9 MBq du ^{7}Be, 0.28 MBq de l'activité bêta sur l'aérosol, 33 GBq du tritium, 11.8 MBq de l'activité alpha (surtout du ^{222}Rn) et 6.1 MBq des radio-isotopes d'iode (^{124}I, ^{126}I, ^{131}I). En total 1.34 GBq du tritium ont été évaporés de l'évaporateur V0. 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 T½ < 1 jour. Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse sont présentés dans le tableau 1. Leurs contributions à l'impact radiologique du CERN sur l'environnement est comme pour toutes les années précédentes tout à fait négligeable.

8.5.3 Contrôle des immissions

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

Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés. Pour leur contrôle en continu, des stations de moniteurs de site (PMSxx) sont installées sur les sites du CERN et dans l'environnement. Ils se composent d'une chambre à ionisation pour détecter des photons et des particules chargées (muons) et d'un rem-compteur 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). Des échantillons des eaux de rivières, des sédiments et des bryophytes dans l'eau des rivières (R-xx) ainsi que des échantillons des eaux potables (TW-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'eau vers la Suisse en 2005.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	Rejeté dans :
		10^6 m^3	GBq	MBq	
Refroidissement du SPS	PMW62	0.076	0.0	0.0	Nant d'Avril
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	1.3	2.0	6.6	Nant d'Avril
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.25	0.094	0.0	Nant d'Avril
AD infiltration	PMW104	0.0036	0.26	9.1	STEP Peney*)
Total vers la Suisse		1.6	2.4	16	

*) 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 2005 par l'OFSP (voir Chapitre 8.6).

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant le fonctionnement de ceux-ci au niveau de certaines stations de mesure, situées le long de la clôture du Site de Meyrin. Les mesures du moniteur PMS122 sont influencées par la proximité de l'accélérateur PS Booster. Le moniteur PMS163 est positionné le long de la clôture du nord du site à côté de la douane franco-suisse. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 4% 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 ^{7}Be. Le ^{7}Be est un radioélément d'une très faible toxicité radiologique qui est produit en grande quantité dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement. Donc il peut servir comme un indicateur des rejets atmosphériques.

Le ^{7}Be est aussi produit naturellement dans l'atmosphère par les interactions des rayonnements cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air. Les variations de concentration en ^{7}Be dans l'air au voisinage du CERN et aux trois endroits éloignés (PSA951 à Cessy en France, LHC PA7 à Ferney en France, près de Collex-Bossy/GE, et Oberschrot/FR) sont présentées dans la figure 3. Les endroits éloignés sont loin de toutes sources artificielles de ^{7}Be et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel. La concentration naturelle du ^{7}Be dans l'air subit des variations saisonnières avec un maximum pendant l'été (dynamique de l'échange d'air entre la stratosphère, où la majorité du ^{7}Be naturel est produite, et la troposphère) et spatiales (remise en suspension par le vent ou par le trafic routier de l'aérosol déjà déposé au niveau du sol). Ces variations sont bien observables dans la figure 3.

Il est impossible de distinguer clairement l'effet des rejets de l'ISOLDE 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 2 mBq/m^{3}, soit environ 0.0006% de la limite d'immission suisse [4].

Pour les autres échantillons environnementaux et les produits agricoles analysés dans le programme de routine du CERN, les concentrations du ^{7}Be sont restées

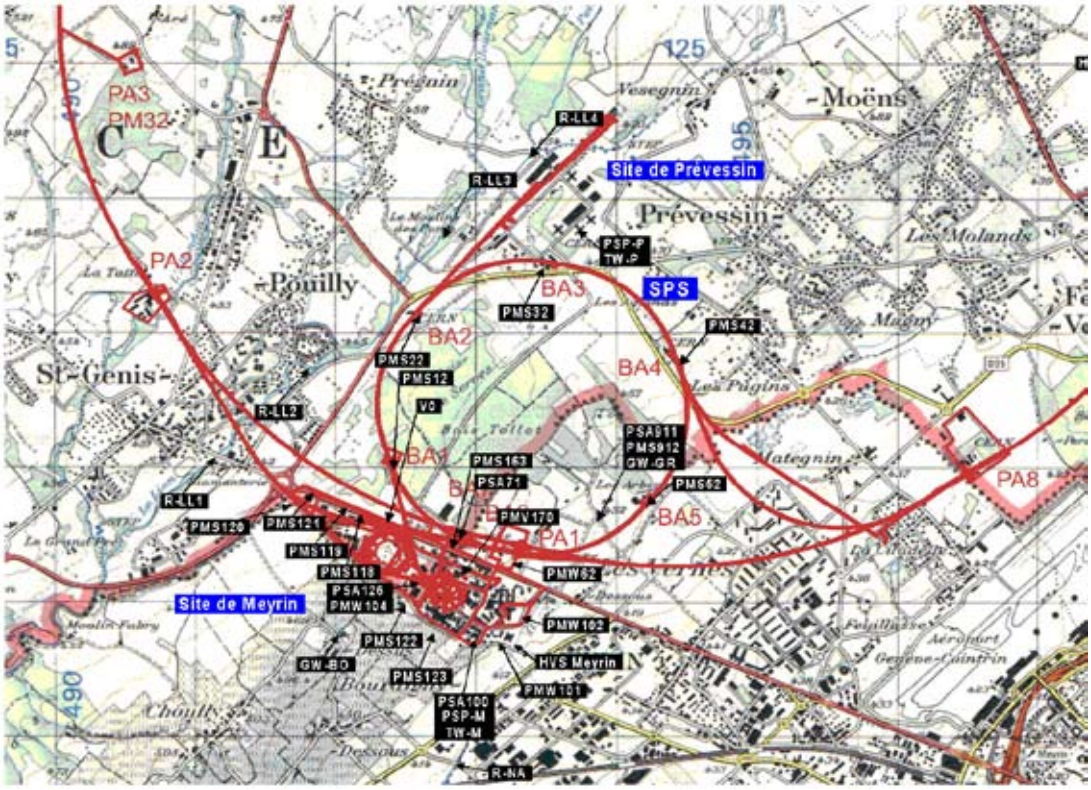


Figure 1: Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) et du futur Grand collisionneur à hadrons (LHC) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des stations de monitoring et des endroits d'échantillonnage.

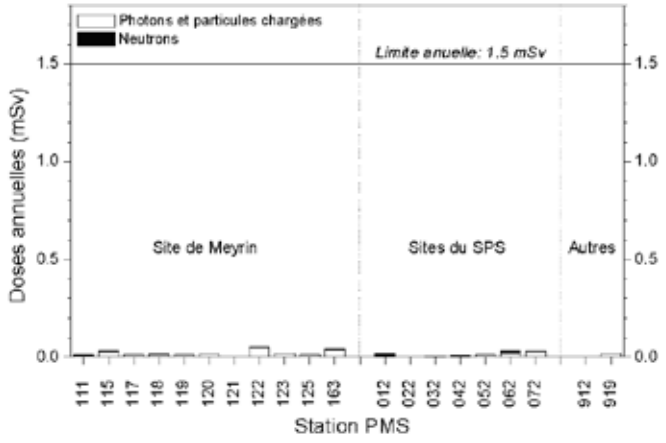


Figure 2: Doses externes nettes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2005.

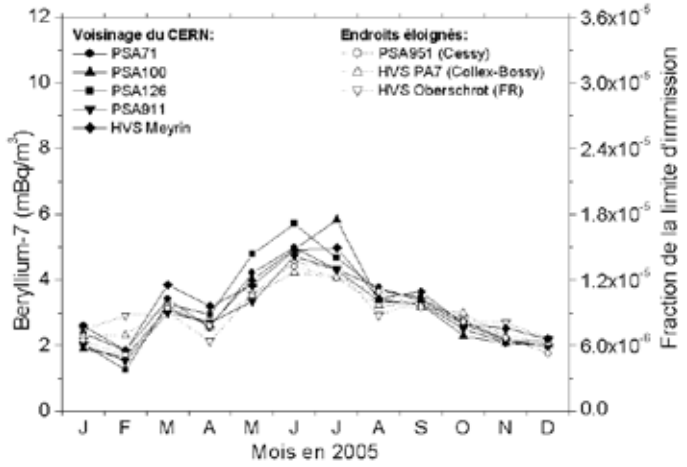


Figure 3: Activité du ^{7}Be dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2005. Station de mesure PSA71: Site du SPS BA-7. PSA100: Site CERN de Meyrin. PSA126: Proche du complexe PS. PSA911: Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Oberschrot/FR: Échantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Oberschrot/FR [3]. PSA951: Cessy, France. HVS PA7: Échantillonneur CERN à haut débit près de Collex-Bossy/GE.

autour des valeurs naturelles normales et aucun autre radioélément provenant du CERN n'a été identifié.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe de référence qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 1.5% 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 0.012 mSv, dont 81% 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.

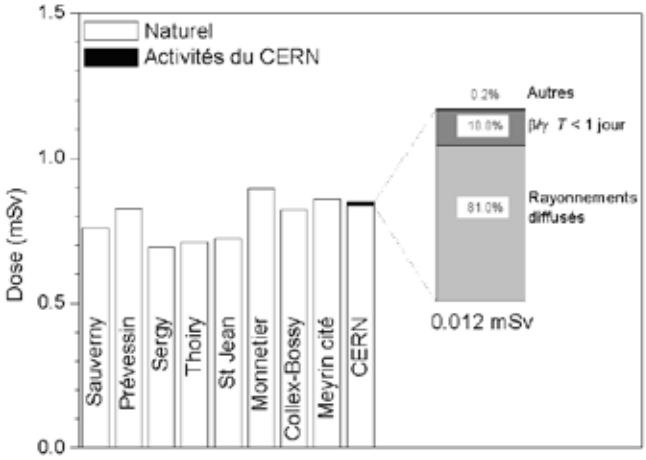


Figure 4: Contribution due aux activités du CERN à la dose annuelle sur le Site de Meyrin comparées aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité. La contribution du CERN de 0.012 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [1].

8.5.4 Conclusions

- L'ensemble des résultats des mesures du CERN atteste que, en 2005, 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 0.012 mSv en 2005. La valeur correspondante en 2004 était de 0.014 mSv. Ces doses correspondent à environ 1.5% 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 restées en 2005 sans conséquence radiologique à l'environnement et à la population avoisinante.

8.5.5 Références

[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, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement : Résultats des mesures de la SUER pour l'année 2005, Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection, Fribourg (2006).

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

[5] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (1997).

8.5.6 Glossaire

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
V0	Évaporateur de l'eau d'infiltration dans une ancienne zone cible du SPS

Chapitre 8.6
Environnement du CERN (mesures OFSP)

S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle
Section de surveillance de la radioactivité, SUER / OFSP
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

J.-L. Loizeau, V. Lopez, Ph. Arpagaus
Institut F.-A. Forel, Université de Genève
10 route de Suisse, 1290 VERSOIX

Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par la Commission de Sécurité du CERN (voir Chap. 8.5), l'Office Fédéral de la Santé Publique met en œuvre, de manière indépendante, un programme de surveillance de la radioactivité et des doses de rayonnement qui en résulte au voisinage du centre de recherche (territoire suisse uniquement). L'ensemble des mesures effectuées par l'OFSP en 2005 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radioisotopes, produits dans les installations du centre de recherche, ont pu être détectées, leur impact radiologique est resté faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au fonctionnement du CERN n'ont pas dépassé 1 % (^{41}Ar dans l'air au site de La Praille) des limites suisses.

8.6.1 Programme de surveillance de l'OFSP

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

- Exposition ambiante (11 dosimètres à thermo-luminescence 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 ^{3}H dans le vin).

Programme « Point zéro LHC »

Le remplacement du LEP (Large Electron Positron Collider) par le LHC (Large Hadron Collider) qui utilise des faisceaux de protons et d'ions lourds et dont la mise en fonction est prévue pour 2007, a motivé une étude de la stratégie de surveillance par les autorités des pays hôtes, la DGSNR (Direction Générale de la Sûreté Nucléaire et de la Radioprotection) côté France et l'OFSP côté suisse. Cette stratégie de surveillance pour le LHC passe par une analyse et une modélisation du terme source, des substances radioactives produites ainsi que de leur transport jusqu'à l'environnement. Dans un souci d'efficacité et de transparence, le projet de surveillance du LHC prévoit une répartition des tâches entre les autorités françaises et suisses sur l'ensemble du territoire concerné (15 · 15 km^2). La stratégie de prélèvements et de mesures sera orientée sur les localités d'impact maximum des points de rejets selon les prévisions des modèles (en aval et dans les directions principales des vents). Les radionucléides clé et les traceurs de ces rejets ont également été définis et une attention particulière y sera apportée.

Dans ce contexte, il est particulièrement important d'étudier en détails l'état radiologique initial du site du LHC avant sa mise en fonction. Les résultats des mesures mises en place par les autorités de surveillance françaises et suisses pour le LEP et poursuivies depuis sa mise en service ont montré que l'influence radiologique du LEP sur l'environnement a été négligeable durant ses 11 années de fonctionnement et n'a jamais dépassé la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv par an. Ces mesures sont représentatives de l'état radiologique initial du site du LHC. Elles incluent le contrôle de la dispersion de la radioactivité dans l'environnement (rejets d'air et d'eau) ainsi que le suivi des rayonnements directs et diffusés pendant le fonctionnement des accélérateurs. Le programme point zéro suit la même stratégie en se basant sur l'acquis de la surveillance du LEP avec des extensions motivées par les caractéristiques du LHC. Un intérêt particulier est par ailleurs porté au radionucléide directeur ^{7}Be.

L'ensemble des accélérateurs et la majorité des expériences, à l'exception du Booster du synchrotron à protons et d'ISOLDE, étant à l'arrêt en 2005, la première partie du programme de mesures « point zéro » du LHC a démarré à l'automne 2005 et se poursuivra en 2006. Pour les rejets atmosphériques, outre les systèmes existants de l'OFSP et de l'IRSN, le programme point zéro comprend des mesures de spectrométrie gamma in situ en 6 points supplémentaires (2 sur territoire suisse et 4 sur territoire français). Ces mesures offrent l'avantage de caractériser les sites en question du point de vue des émetteurs gamma d'origine naturelle et artificielle et des débits de dose ambiante qui en résultent. Des analyses d'herbe et de sol sont prévues sur les sites de mesures in situ pour compléter l'information concernant une éventuelle déposition. Des produits agricoles (lait) seront également prélevés aux endroits les plus critiques.

Le programme de surveillance des systèmes aquatiques sera également étendu. Des analyses gamma et tritium additionnelles seront effectuées dans les eaux de surface et souterraines. Des sédiments et des bryophites seront analysés annuellement par spectrométrie gamma. En plus, des mesures existantes dans le Rhône à Chancy, il est envisagé d'analyser des échantillons de captage des eaux potables.

Pour le suivi du rayonnement direct et diffusé, outre les TLD (13 côté français et 10 côté suisse), des mesures du débit de dose ambiante supplémentaires seront effectuées sur 4 sites, en plus de celles opérées lors des mesures par spectrométrie gamma in situ. Pour les neutrons, seule une mesure est à l'étude à Versoix.

L'ensemble des résultats des mesures effectuées dans le cadre du programme point zéro, par les autorités françaises et suisses, sera publié dans le rapport annuel 2006.

8.6.2 Mesures de l'exposition ambiante

Le contrôle de l'exposition ambiante basé sur les dosimètres TLD en 11 emplacements au voisinage du CERN n'a pas signalé de valeur indicative d'un impact notable des installations du CERN. En effet, les valeurs 2005, comprises entre 0.77 et 0.99 mGy sont situées dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations (moyenne pour tous les sites : 0.86 ± 0.06 mGy).

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en automne 2005 ont confirmé ce constat. Les valeurs du débit d'équivalent de dose ambiante (H*(10)) se sont échelonnées entre 87 et 101 nSv/h (moyenne des sites limitrophes: 92 ± 4 nSv/h; moyenne des sites distants 93 ± 4 nSv/h).

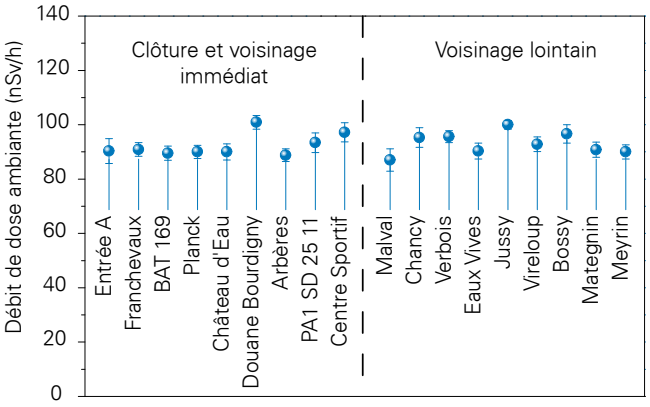


Figure 1: Mesures du débit de dose ambiante effectuées par l'OFSP en 2005 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

8.6.3 Mesures dans le milieu atmosphérique

La station de mesure du réseau RADAIR, située au voisinage du CERN et assurant la surveillance de l'air en continu, n'a pas signalé d'anomalie en 2005. Les résultats des mesures OFSP hebdomadaires des filtres aérosols de la station de collection à haut débit située au CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que ^{7}Be et ^{210}Pb (cf figure 2). Le cas du ^{7}Be 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 ^{7}Be mesurées en 2005 dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se sont pas distinguées des valeurs obtenues dans les stations situées hors de son influence. Des traces de ^{22}Na, également d'origine naturelles ont également été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre 0.3 et 1 micro-Bq/m^{3}). Ces valeurs sont comparables à celles mesurées dans les autres stations de Suisse.

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ^{137}Cs (valeur maximale de 1.2 micro-Bq/m^{3}) dues à la remise en suspension d'anciennes contaminations (fallout de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 50 et 60) ont été détectées à plusieurs reprises. Les rejets des installations du CERN se sont mesurés en particulier, pour le ^{131}I (valeurs comprises entre 0.4 et 2.4 micro-Bq/m^{3}), produit par ISOLDE, et pour le ^{24}Na (valeur maximale de 16 micro-Bq/m^{3}).

Notons encore que l'impact radiologique des traces de ^{24}Na et de ^{131}I qui ont été détectées est tout à fait négligeable, puisque les concentrations les plus élevées mesurées pour chacun de ces isotopes ne représentent qu'environ 0.00002% (pour ^{24}Na) et 0.00009 % (pour ^{131}I) des limites d'immissions suisses. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite une méthode extrêmement sensible, comme celle mise en œuvre par l'OFSP.

Tableau 1: Concentrations du ^{7}Be mesurées en 2005 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)	0.8 – 6.5	3.2
Oberschrot/FR	1 – 5.3	3.1
Monte Ceneri/TI	1.3 – 6.5	3.3
Güttingen/TG	0.8 – 6.7	2.7

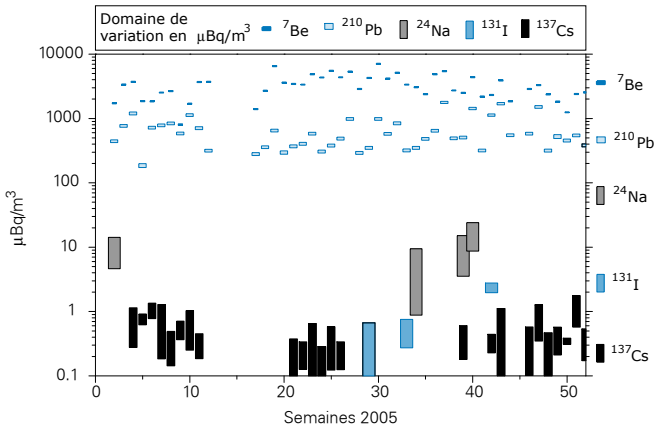


Figure 2: Concentrations de divers radio-isotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés hebdomadairement à la station à haut débit du CERN.

8.6.4 Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures par spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Les mesures 2005 (Figure 3) ont permis de mettre en évidence la présence d'^{41}Ar dans l'air, au site de La Praille (clôture sud-est du CERN), avec une concentration de 1.9 ± 0.4 Bq/m^3, soit 1 % de la limite d'immission pour cet isotope. Le débit de dose résultant de la présence de ce radioélément, de courte période (1.8 h), s'élevait ainsi à 0.6 nGy/h. A titre comparatif, notons que le débit d'exposition ambiante dû au ^{137}Cs, sur le même site, était de 1.4 nGy/h. Rappelons que l'^{41}Ar est produit par l'installation ISOLDE. Pour les autres sites, les mesures n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN (voir Figure 3) : les valeurs sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tel que Fribourg (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1).

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

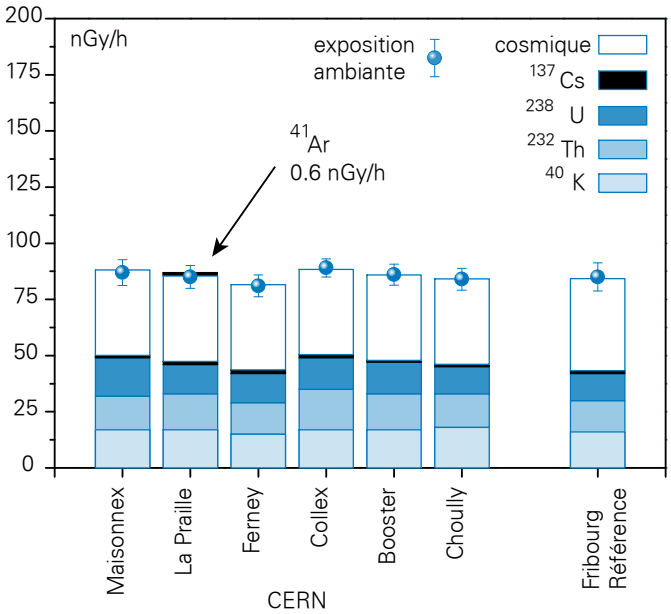


Figure 3: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2005, et comparaison avec les résultats obtenus à Fribourg.

8.6.5 Mesures dans le milieu aquatique

Les échantillons mensuels d'eau du Rhône prélevés à Chancy/GE n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle. La valeur maximale de la concentration du tritium mesurée dans ces échantillons est de 2.3±0.6 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 ^{7}Be est présent dans 8 échantillons sur les 16 prélevés avec une activité maximale de 360±70 mBq/l et une moyenne de 190 mBq/l lorsque l'isotope est présent. Le ^{137}Cs et le ^{65}Zn n'ont été détectés qu'à une seule reprise dans des échantillons différents.

Les concentrations s'élevaient à 8 ± 4 mBq/l et 13± 3 mBq/l respectivement. Il est difficile de déterminer si une partie du ^{7}Be 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 pour la 2ème année consécutive les concentrations de ^{22}Na sont restées au-dessous des limites de détection de 2 à 4 mBq/l.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril (résultats de la période allant de novembre 2004 à juin 2005) a révélé la présence de ^{7}Be et de ^{137}Cs dans tous les échantillons, avec des concentrations variant entre 230 et 450 Bq/kg et entre 3 et 13 Bq/kg respectivement. Contrairement aux années précédentes, aucune trace de ^{54}Mn n'a en revanche été détectée. Notons encore que ni le ^{65}Zn, ni aucun isotope de Cobalt (^{57}Co, ^{58}Co, ^{60}Co) n'a été mis en évidence dans les sédiments du Nant d'Avril au cours de la période de surveillance.

En résumé, si l'on exclut le ^{7}Be dont la fraction produite par les installations du CERN est incertaine, le ^{65}Zn dans l'eau est l'unique radioélément attribuable aux activités du CERN ayant pu être mis en évidence dans le milieu aquatique. Son activité n'a par ailleurs pas dépassé 0.02 % des limites suisses.

8.6.6 Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec l'institut F.-A. Forel, a confirmé que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est resté faible en 2005.

A l'image des examens in situ de la figure 3, l'ensemble des résultats a montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La présence de radionucléides artificiels, attribuables aux activités du CERN est toutefois perceptible dans l'environnement. Les mesures in situ ont ainsi permis de mettre en évidence la présence d'^{41}Ar dans l'air au voisinage proche du CERN. La détection de traces d'autres radionucléides provenant des installations du CERN (notamment ^{131}I, ^{24}Na dans l'air, ^{65}Zn dans l'eau), n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesures d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radio-isotopes artificiels attribuables aux activités du CERN n'ont toutefois pas dépassé 1 % des limites suisses et sont ainsi resté sans conséquence d'un point de vue radiologique.

Kapitel 8.7
Messungen der HSK

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen HSK
Division principale de la sécurité nucléaire DSN

Internet-Links

Aufsichtbericht 2005 (Internet-Links)

Rapport de surveillance 2005 (lien internet)

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Kapitel 9
Industrien und Spitäler

Kapitel 9.1 Emissionen der Betriebe	**120**
Kapitel 9.2 Emissionen der Spitäler	**123**
Zusammenfassung	123
9.2.1 Ausgangslage	123
9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden	123
9.2.3 Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	123
Kapitel 9.3 Strahlende Diamanten	**127**
Zusammenfassung	127
a) Historische Bestrahlungen	127
b) Rezente Bestrahlungen	127
Verdankungen	128

Kapitel 9.1
Emissionen der Betriebe

F. Danini und R. Grunder
Suva, Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik/Strahlenschutz, Postfach 4358, 6002 Luzern

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

Produktionsbetriebe
(Total 2 Betriebe)
Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

- Leuchtfarbe (^{3}H, ^{14}C, ^{147}Pm)
- Tritiumgaslichtquellen (^{3}H)

Leuchtfarbenbetriebe
(Total 5 Betriebe)
Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder Instrumenten aufgetragen. Das Setzatelier in La Chaux-de-Fonds hat 2005 5.17 TBq Tritiumleuchtfarbe eingekauft und verarbeitet.

Forschungsbetriebe
(Total 55 Betriebe)
Es sind dies Unternehmungen der chemischen Industrie, die unter anderem Stoffwechseluntersuchungen mit radioaktiv markierten Stoffen durchführen.

Medizinisch analytische Laboratorien
(Total 25 Betriebe)
Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I und gelegentlich mit ^{57}Co Markierungen eingesetzt.

Tabelle 1: Einkauf radioaktiver Stoffe 1995 – 2005

	Isotope	2005	2004	2003	2002	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	Einheit
Produktionsbetriebe	^{3}H	5.237	5.493	5.506	6.216	11.4	7.3	8.9	8.1	6.5	20.1	4.4	PBq
	^{14}C	0.234	0.012	0.84	0.04	0.3	0.2	0.1	0.3	0.1	0.4	0.3	TBq
	^{147}Pm	40	0	32.618	28	19.0	26.1	21.3	25.1		114.9	44.3	TBq
	^{241}Am	0	0	0	3.7	13.0	3.3	15.2	12.0	31.3	17.6	18.2	GBq
Leuchtfarben betriebe	^{3}H	12.98	24.66	18.78	37.95	155.0	253.8	361.8	628.0	812.0	903.2	934.0	TBq
Forschungsbetriebe	^{3}H	15.2	19.4	4.3	15.4	18.1	9.7	4.9	11.7	6.8	14.2	2.8	TBq
	^{14}C	397.9	343.4	1552.8	1005	422.7	566.5	438.1	819.9	381.7	288.9	557.1	GBq
	^{32}P	11.3	20.8	6.4	28.5	30.2	45.3	36.3	56.2	76.9	84.3	72.8	GBq
	^{35}S	63.2	51.3	14.9	15.3	23.6	25.2	36.2	42.8	58.3	69.3	63.0	GBq
	^{45}Ca	0.04	0	0.06	0	0.3	1.2	1.5	1.5	1.9	0.9	0.6	GBq
	^{51}Cr	6.7	6.5	7.9	7.0	3.4	7.1	18.6	18.7	18.4	19.8	30.0	GBq
	^{125}I	3.2	23.9	27.2	18.7	3.4	22.2	32.9	41.7	53.6	50.5	55.1	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	1.45	0.9	0.9	1.1	1.1	1.4	1.5	1.6	2.2	2.2	2.6	GBq
	^{3}H	0	0	0	1.1	19.7	0.0	3.0	5.3	3.9	4.2	5.2	MBq
	^{57}Co	3.08	3	5	3.4	3.7	16.1	17.2	20.4	30.4	33.0	63.5	MBq
	^{14}C	525.4	703.6	884.4	882.3	1498.0	2010.0	861.0	1246.0	443.8	104.0		MBq

Die Produktion der ^{241}Am Folien für die Ionisationsrauchmelder wurde 2003 eingestellt.

Im Berichtsjahr 2005 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimiten eingehalten. In Tabelle 2 sind die Jah-resabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 83 der Strahlenschutzverordnung in einem bewilligten Ofen verbrannt wurden.

Tabelle 2a: Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2005

	Abgaben an die Abluft		Abgabelimiten	
	^{3}H	^{14}C	^{3}H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	53.7 GBq	5.2 GBq	120 GBq	80 GBq
Novartis Pharma AG	269.9 GBq	26.8 GBq	1000 GBq	60 GBq
Syngenta Crop Protection AG	0.1 GBq	8.0 GBq	100 GBq	140 GBq

Tabelle 2b: Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2005

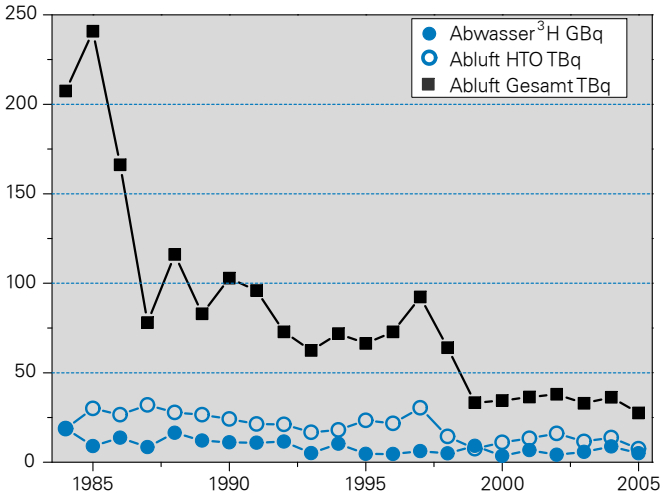
	Abgaben an das Abwasser		Abgabelimiten	
	^{3}H	^{14}C	^{3}H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	4.6GBq	1.0 GBq	80 GBq	40 GBq
Novartis Pharma AG	39.2 GBq	5.0 GBq	300 GBq	30 GBq
Syngenta Crop Protection AG	0.2 GBq	0.9 GBq	50 GBq	50 GBq

Tabelle 2c: Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2005

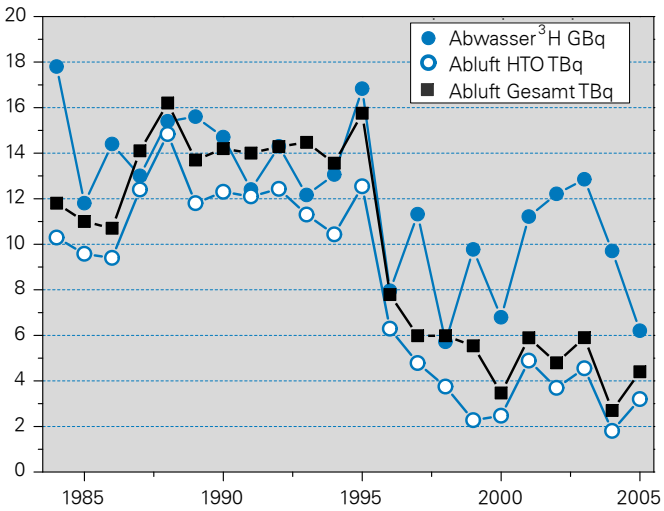
	^{3}H	^{14}C	^{35}S
Verbrennungen in Ofen	667.1 GBq	338.5 GBq	0.4 GBq
Bewilligungslimite	4000 GBq	450 GBq	8.0 GBq

Bemerkungen zu den Figuren:

Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert. In Tabelle 4 sind die bewilligten Jahresabgabelimiten der beiden Produktionsbetriebe zusammengefasst.

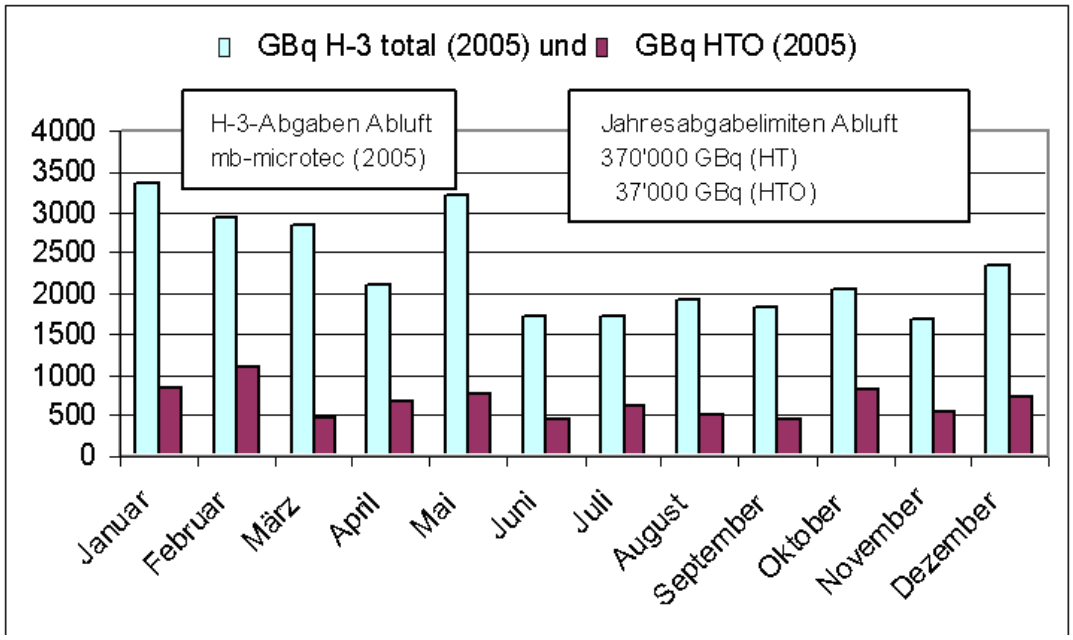


Figur 1a: mb-microtec ag, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen



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

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



Figur 2: Tritium-Emissionen über die Abluft von mb-microtec im Jahre 2005 in GBq pro Monat, als HTO, bzw. Tritium total

Tabelle 4: Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe

	Abwasser		Abluft
	^3H	^3H (HT)	^3H (HTO)
MB-Microtec AG, Niederwangen / BE	40 GBq	370 TBq	37 TBq
RC-Tritec AG, Teufen / AR	20 GBq	15 TBq	20 TBq

Kapitel 9.2
Emissionen der Spitäler

H. Völkle
Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Überwachung der Radioaktivität, 1700 FRIBOURG

R. Linder
Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Aufsicht und Bewilligungen, 3003 BERN

Zusammenfassung

Erstmals seit dem Jahr 2000 ist der Verbrauch an ^{131}I zu therapeutischen Zwecken wieder leicht zurückgegangen. Dagegen nimmt der Verbrauch der Therapienuklide ^{90}Y und ^{177}Lu weiter zu. Diese Nuklide werden vorwiegend am Universitätsspital Basel appliziert. Die Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser aus den Abwasserkontrollanlagen der Therapiepatientenzimmer ist gegenüber dem Vorjahr etwas gestiegen, verhält sich jedoch im Rahmen der vergangenen Jahre.

9.2.1 Ausgangslage

Spitäler und Röntgeninstitute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren, melden den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die Abgabemenge an die Umwelt dem BAG anlässlich einer jährlich durchgeführten Erhebung.

9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I, das zur Schilddrüsentherapie 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 und Therapie 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 ^{131}I beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ^{131}I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (Bsp. ^{90}Y) wird dieser Anteil in ^{131}I Äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivität miteinbezogen.

Tabelle.1: Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2005 in GBq

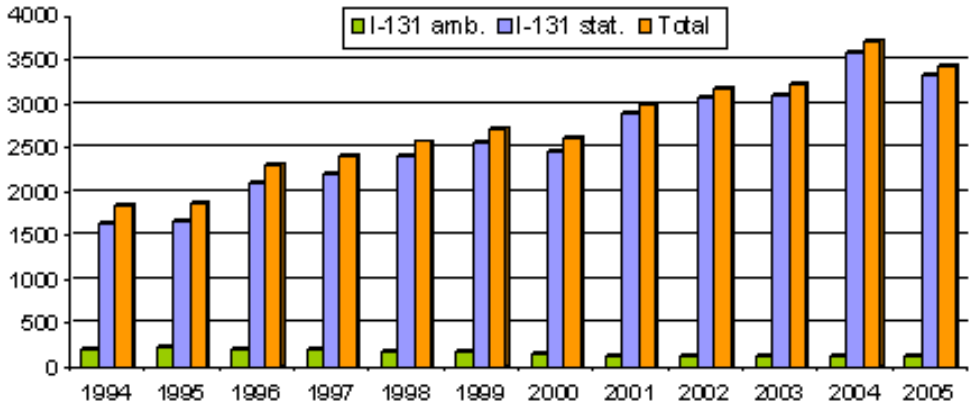
Ort	Spital	^{131}I amb	^{131}I stat.	^{89}Sr-	^{32}P	^{186}Re	^{169}Er	^{90}Y	^{153}Sm	^{177}Lu
Aarau	Kantonsspital	2,53						0,37		
Baden	Kantonsspital		183,55					0,19	57,20	
Basel	Universitätsspital		409,26			3,03		1918,78		844,19
Bellinzona	Ospedale Regionale	2,40	129,87			0,37	0,11	11,92	14,00	
Bern	Insel	0,37	667,15		0,42	1,75	0,17	6,40	6,33	
Biel	Klinik Linde	5,55								
Chur	Kantonsspital	3,62	110,33	1,33				2,63	11,20	
Frauenfeld	Kantonsspital	0,40		0,15						
Freiburg	Hopital Cantonal	3,96	139,95	1,04					7,40	
Genf	Hopital Cantonal	22,10	308,00			0,22	0,11	1,47	4,00	
Genf	Mediamage SA							0,30		
Genf	Beaulieu	5,37		0,15						
Grenolier	Clinique Grenolier	0,19		0,15						
La Chaux-de-Fonds	Hôpital	5,47				0,56	0,37	0,37	8,00	
Lausanne	Dr. Rosselet	5,00								
Lausanne	Clinique la Source	0,59								
Lausanne	CHUV	0,56	213,00	0,74	0,37	1,48		12,40	7,00	
Liestal	Kantonsspital								8,10	
Lugano	Civico	3,80								
Luzern	Kantonsspital	1,73				0,11		1,70	5,51	
Luzern	St. Anna	8,38								
Meyrin	La Tour					0,19		1,11		
Münsterlingen	Kantonsspital	7,75	137,93			0,22	0,04	0,56	11,61	
Schaffhausen	Kantonsspital					1,43	0,19	0,56		
Schlieren	Limmattalspital	2,60								
Sion	Hopital Cantonal	3,15	47,66			4,28		1,30		
Sion	CIV, Dr. Sidani							0,48		
Solothurn	Bürgerspital	1,15	26,94			0,19	1,67			
St.Gallen	Kantonsspital		470,34			0,22	0,11	2,96		
Vevey	Hôpital Providence			0,30						
Winterthur	Kantonsspital	8,40	175,96					2,39	17,30	
Zürich	USZ	0,38	150,00		0,19	12,70	0,81	10,20		
Zürich	Triemli	4,06	154,90			0,38		2,34	11,25	
Zürich	Waid	5,34						0,31		
Zürich	Dr. Binz	6,80								
Zürich	Dr. H. Trost							0,22		
Zürich	Hirslanden							1,19		
Schweiz	gesamt	111,62	3324,84	3,86	0,98	27,11	3,58	1980,13	168,90	844,19

Tabelle 2: Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2005 in MBq/Jahr

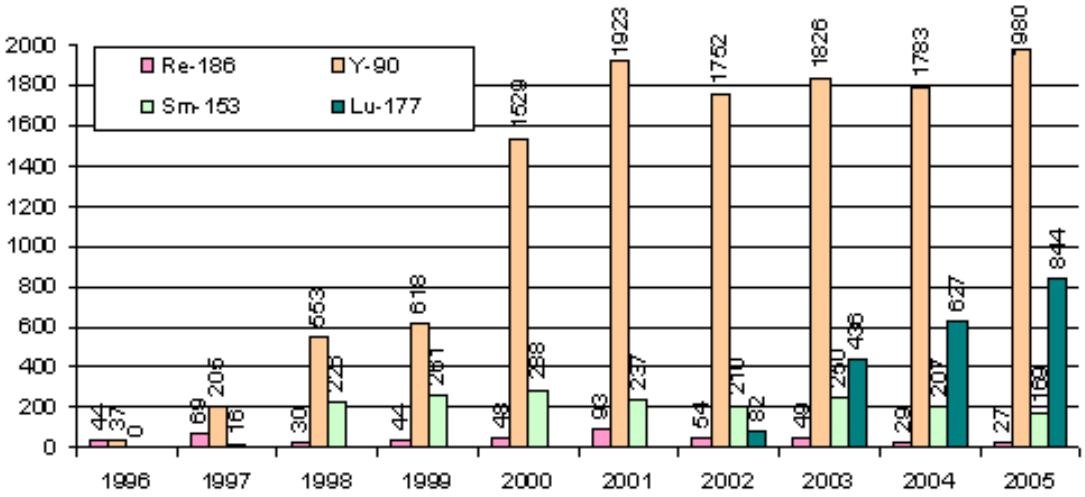
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	USB 1)	Osp. Region.	Insel	KS	HC	HCG	CHUV
Jan.	0	313	8	266	11	6	167	50
Feb.	0	236	0	284	25	0	21	3
März	0	479	6	285	0	1	231	2
April	0	252	8	249	0	0	263	27
Mai	0	255	12	266	0	12	126	30
Juni	0	325	36	299	1	0	85	54
Juli	0	299	9	270	9	15	213	24
Aug.	0	262	0	244	3	0	66	30
Sept.	0	264	3	354	6	2	123	29
Okt.	0	131	4	214	0	0	72	9
Nov	0	182	4	268	1	3	335	26
Dez.	0	143	0	294	15	0	162	52
Total 2005	0	3141	90	3293	71	38	1864	336
Total 2004	0	3129	54	2329	85	43	1899	283
Total 2003	0,7	2734	140	2442	88,9	15,2	2391	261,3
Total 2002	0	3023	272	4699	180	13	1704	219
Bew. Abgabe pro Woche	22	100	12	75	16	16	75	30

1) inkl. Abgabe von ^{90}Y und ^{177}Lu in ^{131}I Aequivalente umgerechnet

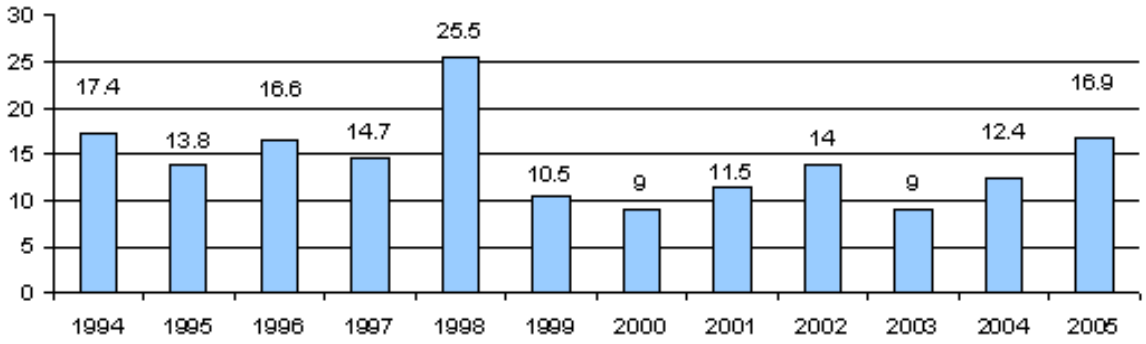
Ort	Münsterlingen	Sitten	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	4	0	0	84	9	3	96	
Feb.	9	0	58	245	14	143	373	
März	0	1	0	127	19	54	172	
April	0	4	9	175	30	19	41	
Mai	0	0	0	1667	14	22	351	
Juni	0	0	0	902	40	43	272	
Juli	0	0	0	125	2	5	153	
Aug.	0	0	0	198	7	8	266	
Sept.	6	1	0	67	1	2	32	
Okt.	3	0	1	201	1	7	322	
Nov	0	4	0	467	4	53	107	
Dez.	1	0	0	329	2	464	198	
Total 2005	23	10	68	4587	143	823	2383	16,9
Total 2004	34	17	9	290	20	826	3356	12,4
Total 2003	76,1	95,1	0	369,2	86	533	2141	9,0
Total 2002	157	33	19	318	15	780	2536	14
Bew. Abgabe pro Woche	30	15	30	150	30	150	130	



Figur 1: Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1994-2005 in GBq



Figur 2: Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq



Figur 3: Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1994-2005 in GBq

Kapitel 9.3
Strahlende Diamanten

H. Surbeck
Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN), Rue Emile-Argand 11, CP 158, 2009 Neuchâtel

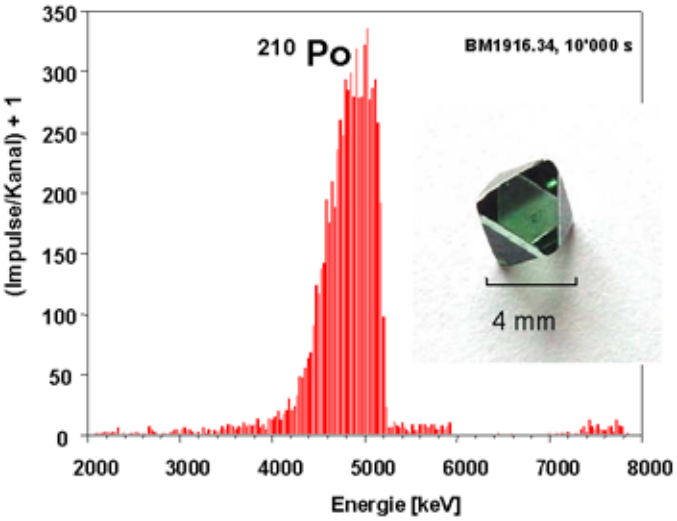
G. Bosshart
Research Gemmologist, Mythenstrasse 146, 8810 Horgen

Zusammenfassung

Grüne Diamanten sind selten und und verdanken ihre Farbe der Bestrahlung durch benachbarte natürliche Radionuklide in den Lagerstätten. Grüne Rohdiamanten (und aus ihnen geschliffene Schmuck-Diamanten)weisen keine Restaktivität auf. Evenentuell anhaftende Aktivität würde mit der Bearbeitung entfernt. Anders bei Diamanten, die erst nach dem Schliff, z.B. durch Einlegen in ein Radiumsalz bestrahlt wurden, um sie grün zu färben. Radon-Zerfallsprodukte lagern sich an der Oberfläche an und werden durch den Rückstoss beim Alphazerfall zum Teil implantiert. Das implantierte ^{210}Pb ist noch mindestens 100 Jahre nach der Bestrahlung über den Alpha-Emitter ^{210}Po nachweisbar.

a) Historische Bestrahlungen

Anfangs des 20.Jahrhunderts wurde alles mögliche mit dem damals seit kurzem für jedermann zugänglichen Radium bestrahlt. Dabei wurde festgestellt, dass sich damit gelbliche, bräunliche und gräuliche Diamanten in sehr viel wertvollere grüne verwandeln lassen. In England war Sir William Crookes seit 1904 auf diesem Gebiet aktiv. Nach längerer Suche ist einer der Autoren (G.B.) im Natural History Museum London auf einen dieser historischen „Crookes-Diamanten" gestossen. Das Museum war bedauerlicherweise nicht bereit, den oktaederförmigen Kristall für genaue Alpha- und Gamma-Messungen im CHYN-Labor frei zu geben. Er durfte die Vitrine der „Treated Gemstones" lediglich für die Dauer einer in-situ Alpha-Messung verlassen. Dazu wurde ein am CHYN entwickeltes portables Alpha-Spektrometer in den Räumlichkeiten des Museums eingesetzt. Es erlaubt Messungen an der Luft. Figur 1 zeigt das Alphaspektrum des von Sir William Crookes um 1905 bestrahlten Diamanten. Die heutige ^{210}Po Aktivität beträgt ca. 30 Bq, d.h. sie lag zum Zeitpunkt der Bestrahlung bei ca. 1000 Bq. Das für eine Mesung in der Luft sehr geringe tailing zeigt, dass sich das ^{210}Po sehr nahe an der Oberfläche befindet. Spuren von kurzlebigen ^{226}Ra Folgeprodukten lassen noch die Art der Bestrahlung erkennen.



Figur 1: Alpha-Spektrum eines grünen Diamant-Oktaeders, das um 1905 von Sir William Crookes mit einem Radiumsalz bestrahlt wurde. Am 8.Juli 2004 im Natural History Museum London mit einem Alpha-Spektrometer des CHYN gemessen.

b) Rezente Bestrahlungen

Die Technik der Bestrahlung mit Radium hat sich in Russland bis in die 1960er Jahre gehalten. Heute erfolgt die Bestrahlung eher mit Linerabeschleunigern und Neutronenquellen, was keine Restaktivität hinterlässt. Normalerweise werden künstlich bestrahlte Steine als solche bezeichnet und gehandelt. Da der Preisunterschied zu den sehr seltenen naturgrünen Diamanten erheblich ist, ist die Versuchung gross, die künstliche Bestrahlung zu verschweigen. Farbveränderungen, die durch die Bestrah-

lung mit Radiumsalzen produziert wurden, lassen sich mit Alphaspektrometrie nachweisen. Das in gewachsene oder geschliffene Oberflächen implantierte ^{210}Pb ist noch mindestens 100 Jahre nach der Bestrahlung über den Alpha-Emitter ^{210}Po messbar.

Ein wahrscheinlich in den 1960er Jahren in Russland bestrahlter grosser Diamant (13 ct) konnte im CHYN gemessen werden (Fig.2). Die hohe Aktivität von ca. 500 Bq erlaubte auch eine Gamma-Messung des ^{210}Pb. Bei der Alpha-Messung im Vakuum ist das sehr kleine tailing der ^{210}Po Linie sehr viel deutlicher als bei der Messung in der Luft zu sehen. Aus der Halbwertsbreite dieser Linie kann abgeschätzt werden, dass sich die ^{210}Po Aktivität in den ersten paar µm unter der Oberfläche befindet. Das zeigt klar, dass die Bestrahlung erst nach dem Schliff erfolgt ist, was bei diesem Stein auch korrekt deklariert war.

Wie bei dem „Crookes-Diamanten" können nur Spuren von ^{226}Ra festgestellt werden. Es wurde sauber gearbeitet.

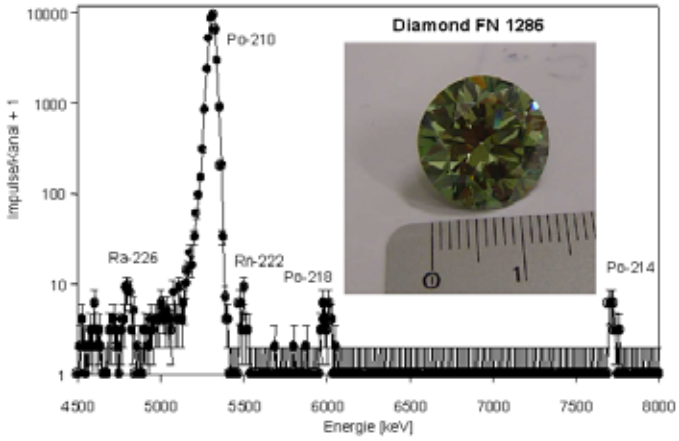


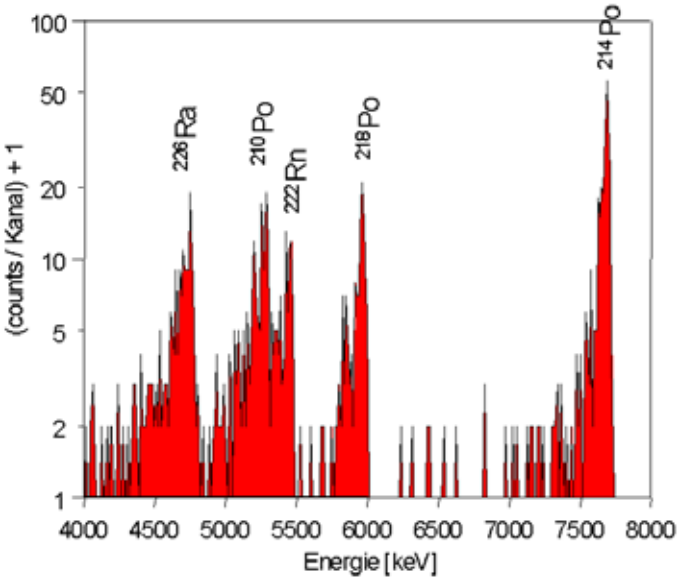
Figure 2: Alpha-Spektrum eines in den 1960er Jahren vermutlich in Russland mit Radium bestrahlten Diamanten (13 ct). Gesamtaktivität : ca. 500 Bq ^{210}Po. Messung im Vakuum.

Steine wie die in den Fig.1 und 2. sind mit einem Geigerzähler nicht von unbestrahlten zu unterscheiden. 2005 tauchten nun aber bei einem Schweizer Edelstein-Labor grüne Diamanten auf, deren Aktivität bereits mit einem Geigerzähler feststellbar war.

Die Gamma-Spektrometrie-Analyse im CHYN-Labor zeigte, dass diese Diamanten massiv mit ^{226}Ra kontaminiert sind, zwischen 5 und 20'000 Bq pro Probe.

Das Alpha-Spektrum eines dieser Diamanten zeigt, dass sich die Aktivität nahe an der Oberfläche befindet. Aus dem "tailing" der einzelnen Alpha-Linien kann eine mittlere Tiefe von einigen µm abgeschätzt werden (Fig.3).

Die Herkunft der Steine ist unklar. Beruhigend ist, dass Edelstein-Labors angelieferte Steine offenbar systematisch mit einem Geigerzähler testen und aktive Steine aus dem Verkehr ziehen. Ausserdem werden demnächst mit einer Publikation in einer weit verbreiteten gemmologischen Zeitschrift Händler und Sammler auf das Problem aufmerksam gemacht. Weniger beruhigend ist, dass nicht klar ist, ob dies historische Steine sind, oder ob ein Bestrahlungslabor wieder begonnen hat mit Radium zu arbeiten.



Figur 3: Alpha-Spektrum eines mittels Radium grün gefärbten Diamanten. Gesamtaktivität ca. 5 Bq. Um die Kontaminationen der Messkammer möglichst klein zu halten wurde nur der schwächst aktive Diamant alphaspektrometrisch ausgemessen.

Verdankungen

Diese Arbeit konnte dank der Unterstützung durch das Bundesamt für Gesundheit durchgeführt werden.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l´environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2005
Résultats 2005

Anhänge
Annexes

Anhänge Annexes **129**

1. Beteiligte Stellen und Laboratorien 130
1. Organismes et laboratoires participants 130
1 Istituti e laboratori partecipanti 130
2 Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux 131
3. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung 132
4. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification 133

1. BETEILIGTE STELLEN UND LABORATORIEN

Die in diesem Bericht zusammen gestellten Messwerte stammen von Probenahmen und Analysen folgender Laboratorien und Stellen, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei

1. ORGANISMES ET LABORATOIRES PARTICIPANTS

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

1 ISTITUTI E LABORATORI PARTECIPANTI

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

BAG FRn (OFSP)	Fachstelle Radon, Bundesamt für Gesundheit	Bern	Dr. G. Piller, W. Gfeller, M. Gruson, L. Pedrelli,G.-A. Roserens, M. Gruson, S. Horvath
BAG SAB (OFSP)	Sektion Aufsicht und Bewilligung, Bundesamt für Gesundheit	Bern	R. Linder
BAG SUER (OFSP)	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, M. Müller, A. Herren
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Brisgau/D	Dr. H. Sartorius, Dr. C. Schlosser und S. Schmid
BWW	Abt. Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Ittigen/BE	Dr. Marc Schürch, Dr. Ronal Kozel
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
ETHZ	Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik ETH-Z	Zürich	Prof. Dr. L. Rybach
HSK	Abteilung Strahlenschutz, Notfallplanung und Organisation der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen	Villigen/AG	Dr. H. Pfeiffer, Dr. F. Cartier, Dr. A. Leupin, B. Bucher, Dr. J. Löhle, M. Schibli, Dr. G. Schwarz, R. Sardella
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
IRA	Institut universitaire de Radiophysique Appliquée	Lausanne	Dr. Ph. Steinmann, F. Bochud, Dr. P. Froidevaux, F. Barraud, J. Dlala
LS	Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	Dr. M. Burger, E. Schmid, F. Byrde, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner, Dr. 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. J. Eikenberg, Dr. Ch. Schuler, J. Hitz, G. Butterweck, R. Habegger
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

2 Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

Kantonale Laboratorien	AG	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14 5000 Aarau	Dr. P. Grütter
	AI	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühletalstr. 184, Postfach 786 8201 Schaffhausen	Dr. K. Seiler
	AR	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühletalstr. 184, Postfach 786 8201 Schaffhausen	Dr. K. Seiler
	BE	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, Postfach 3000 Bern	Dr. O. Deflorin
	BL	Kantonales Laboratorium, Hammerstr. 25 4410 Liestal	Dr. N. Jäggi
	BS	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach 4012 Basel	Dr. A. Herrmann
	FR	Laboratoire Cantonal Ch. du Musée 15 1700 Fribourg	Dr. H.S. Walker
	GE	Service de la protection de la consommation, Case postale 76 1211 Genève 4 Plainpalais	Dr. O. Zali
	GL	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühletalstr. 184, Postfach 786 8201 Schaffhausen	Dr. K. Seiler
	GR	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit, Bereich Lebensmittelsicherheit Planaterrastr. 11, 7001 Chur	Dr. D. Imhof
	JU	Laboratoire Cantonal, Case Postale 2345 2800 Delémont	Dr. C. Ramseier
	LU	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonmattstr. 16, Postfach 6002 Luzern	A. Tuor
	NE	Service de la Consmmation Rue Jeanne-de-Hochberg 5, Case Postale 2001 Neuchâtel	Dr. M. Treboux
	NW	Laboratorium der Urkantone, Postfach 363 6440 Brunnen/SZ	Dr. D. Andrey
	OW	Laboratorium der Urkantone Postfach 363 6440 Brunnen/SZ	Dr. D. Andrey
	SG	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle Blarerstr. 2 9001 St. Gallen	Dr. H.R. Hunziker
	SH	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühletalstr. 184, Postfach 786 8201 Schaffhausen	Dr. K. Seiler
	SO	Kantonale Lebensmittelkontrolle Greibenhof, Werkhofstr. 5 4509 Solothurn	Dr. P. Kohler
	TG	Kantonales Laboratorium Spannerstr. 20 8510 Frauenfeld	Dr. H. Guggsiberg
	TI	Laboratorio Cantonale Via Mirasole 22 6500 Lugano	Dr. M. Jermini
	UR	Laboratorium der Urkantone, Postfach 363 6440 Brunnen/SZ	Dr. D. Andrey
	SZ	Laboratorium der Urkantone Postfach 363 6440 Brunnen/SZ	Dr. D. Andrey
	VD	Laboratoire Cantonal Case Postale 68 1006 Epalinges/VD	Dr. B. Klein
	VS	Laboratoire Cantonal, Rue Pré-d'Amédée 2 1950 Sion	Dr. C. Thétaz
	ZG	Amt für Lebensmittelkontrolle, Postfach 262 6312 Steinhausen/ZG	W. Ettel
	ZH	Kantonales Labor, Postfach 8032 Zürich	Dr. R. Etter
	FL	Amt für Lebensmittelkontrolle, Postplatz 37, Postfach 2 FL-9494 Schaan	Kurt Meier

3. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

Aktivität A
angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit. 1 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, mulitpliziert mit dem Strahlen-Wichtungsfaktor wR für die betreffende Strahlenart. Dieser berücksichtigt die unterschiedliche biologische Wirkung der verschiedene 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 gewichteten Äquivalentdosen der einzelnen bestrahlten Gewebe oder Organe. Die Wichtungsfaktoren w_T berücksichtigen die unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit der Organe im Bezug auf Krebsrisiko sowie genetische Schäden bei Bestrahlung der Keimdrüsen. Die effektive Dosis ist ein Mass für das Strahlenrisiko. 1 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 E_{50}
angegeben in Sv (Sievert)

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

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

Die Ortsdosis oder Umgebungsäquivalentdosis H*(10) bei durchdringender Strahlung [bzw. die Richungsäquivalentdosis 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 Duchmesser 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).

4. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

Activité A
exprimée en Bq (becquerel)

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

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

La dose absorbée, c'est l'énergie délivrée par unité de masse à la matière (tissus) par la radiation ionisante et son unité est le joule par kg. 1 Gy = 1 Joule/kg. L'ancienne unité était le rad avec 1 rad = 100 erg/g = 0.01 Gy ou 1 Gy = 100 rad. Le R (Röntgen), souvent utilisé, se basait sur le nombre de paires d'ions produits par la radiation ionisante dans 1 cm^3 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 wR 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 $\mathbf{e_{inh}}$ resp. le facteur d'ingestion $\mathbf{e_{ing}}$ 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/cm^3 et contient 76.2% d'oxygène 11.1% de carbone, 10.1% d'hydrogène et 2.6% d'azote (approximation pour les tissus mous).