

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

2011



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Gesundheit BAG
Office fédéral de la santé publique OFSP
Ufficio federale della sanità pubblica UFSP
Abteilung Strahlenschutz
Division radioprotection
Divisione radioprotezione



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

2011



Avant-propos

La radioactivité de l'environnement est constamment surveillée en Suisse depuis 1956. A l'époque, son augmentation, liée aux essais nucléaires atmosphériques, avait incité les autorités à développer un réseau de contrôle spécifique. Depuis 1986 la surveillance des rayonnements ionisants, de la radioactivité dans l'environnement et dans les denrées alimentaires est devenue une tâche permanente de l'Office fédéral de la santé publique. Ce dernier élabore chaque année un programme de prélèvements et de mesures.

Pour effectuer cette tâche, l'OFSP s'appuie sur la collaboration de partenaires d'autres instances fédérales, cantonales et universitaires.

Cette organisation décentralisée permet à l'OFSP de profiter des compétences spécifiques de chaque laboratoire ou office.

- Les spécialistes de l'EAWAG et de l'Institut Forel mettent en œuvre la surveillance des milieux aquatiques.
- Les denrées alimentaires sont analysées en grande partie par les laboratoires cantonaux qui sont équipés pour ces analyses.
- Les analyses radiochimiques spécialisées sont faites par les instituts de recherche (Institut de Radiophysique IRA, PSI, Université de Berne).
- L'IFSN (centrales nucléaires), le Laboratoire Spiez (analytique) et la SUVA (entreprises) contribuent par des analyses effectuées dans leurs domaines respectifs.
- La CENAL exploite un réseau de balises de débit de dose et organise les mesures d'aéroradiométrie.
- Le CERN met à disposition les résultats de ses propres analyses qui sont comparés aux analyses indépendantes.
- Les Hôpitaux Universitaires de Genève (HUG) effectuent des mesures corps entiers.

Finalement, l'OFSP est responsable de la coordination générale, de ses propres réseaux de surveillance et du laboratoire d'essais (surveillance du milieu atmosphérique, tritium).

Les discussions et les échanges réguliers d'expérience assurent la qualité et aident à améliorer le système. La plupart des laboratoires participants à la surveillance rédigent leur propre contribution pour le rapport annuel. Suite à la collection et la mise en forme de l'ensemble des contributions au rapport, chaque auteur contribue à la relecture et à la correction détaillée d'un ou plusieurs chapitres (phase du review). La séance de rédaction offre la possibilité aux auteurs de discuter les points importants et d'apporter les dernières corrections aux contributions.

Avec le présent rapport vous prenez connaissance du résultat de ce processus pour l'année 2011.

Nous remercions vivement tous les offices et tous les laboratoires pour leur précieuse collaboration.

Dr. Sybille Estier
Dr. Philipp Steinmann
Office fédéral de la santé publique
Unité de direction Protection
des consommateurs
Division de Radioprotection

Vorwort

Die Umweltradioaktivität wird in der Schweiz seit 1956 kontinuierlich überwacht. Damals veranlasste die Erhöhung der Radioaktivität durch die oberirdischen Atomwaffenversuche die Behörden, ein Netzwerk für Kontrollmessungen aufzubauen. Seit 1986 ist die Überwachung der ionisierenden Strahlung sowie der Radioaktivität in Umwelt und Lebensmitteln ein gesetzlich verankerter Auftrag des BAG. Deshalb erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm.

Das BAG stützt sich bei der Durchführung der Umweltüberwachung auf die Zusammenarbeit mit Partnern aus Bundesverwaltung, Kantonen und Universitäten. Diese dezentrale Organisation bietet den Vorteil, dass gezielt Fachkompetenzen eingebunden werden können.

- So liegt die Überwachung der aquatischen Systeme bei den Fachleuten der EAWAG und des Institut Forel.
- Lebensmittel werden zum grossen Teil von den darauf spezialisierten Kantonalen Laboratorien analysiert.
- Spezialanalytik findet an Forschungsinstituten statt (Institut de Radiophysique IRA, PSI, Universität Bern).
- Das ENSI (Kernkraftwerke), das Labor Spiez (Analytik) und die SUVA (Betriebe) steuern Beiträge aus ihren Bereichen bei.
- Die NAZ betreut ein ODL-Messnetz und ist für die Durchführung Aeroradiometriemessungen zuständig.
- Das CERN stellt seine eignen Resultate dar, welche dann mit den unabhängigen Messungen verglichen werden können.
- Das Universitätsspital Genf (HUG) führt Ganzkörpermessungen durch.
- Das BAG schliesslich ist verantwortlich für die Koordination, die eigenen Messnetze und das Prüflabor (Schwerpunkt Luftüberwachung und Tritium).

Diese Zusammenarbeit hat sich seit Jahren bewährt. Regelmässige Diskussionen und ein ständiger Erfahrungsaustausch tragen zur Qualitätssicherung bei und geben immer wieder neue Impulse für Verbesserungen. Fast alle der genannten Stellen verfassen ihre eigenen Beiträge zum Jahresbericht. In einer review-Runde werden diese Artikel dann kritisch gegengelesen und diskutiert. Anschliessend bietet die jährliche Redaktionssitzung die Gelegenheit wichtige Fragen und letzte Korrekturen im Plenum zu besprechen. Das Ergebnis dieses Prozesses für das Jahr 2011 finden Sie im vorliegenden Bericht.

Wir danken allen beteiligten Stellen und Labors für ihre Mitarbeit.

Dr. Sybille Estier
Dr. Philipp Steinmann
Bundesamt für Gesundheit
Direktionsbereich Verbraucherschutz
Abteilung Strahlenschutz

Inhaltverzeichnis - Sommaire



1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung 1 Surveillance de l'environnement: Résumé

1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2011	15
Beurteilung	19
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	20
Tâches et programme de mesures	20
Résultats de la surveillance 2011	21
Evaluation	26



2 Strahlendosen - Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	29
Einführung	29
Strahlendosen der Bevölkerung	29
Strahlenbelastung durch Radon	30
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	30
Terrestrische und kosmische Strahlung	30
Radionuklide in der Nahrung	30
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	30
Berufliche Strahlenexposition	30
2.2 Doses de rayonnements	31
Introduction	31
Doses de rayonnements subies par la population	31
Doses de rayonnement dues au radon	32
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	32
Rayonnement terrestre et rayonnement cosmique	32
Radionucléides dans les aliments	32
Autres sources de rayonnement (artificielles)	33
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	33



3 Externe Strahlung - Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	37
Résultats in situ 2011	38
Conclusions	40

Inhaltverzeichnis - Sommaire

3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	41
Zusammenfassung	41
Übersicht	42
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2011	43
Qualitätssicherung	44
3.3 Aeroradiometrische Messungen	47
Zusammenfassung	47
Einleitung	47
Messungen und Messresultate 2011	48



4 Umwelt- Environnement

4.1.a Reaktorunfalls in Fukushima Dai-ichi im März 2011	53
Einleitung	53
Messungen der Radioaktivität in der Luft	54
Bewertung der Ergebnisse	56
Weitere Anmerkungen zu den Messergebnissen	56
4.1.b Accident nucléaire de Fukushima	57
Introduction	57
Mesures de la radioactivité dans l'air	58
Evaluation des résultats	60
4.2 Radioactivité de l'air et des précipitations	61
Résumé	61
Air	61
RADAIR	
Réseau automatique de surveillance de l'air	63
Conclusions	68
4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	69
Zusammenfassung	69
Vorgeschichte	69
Sammlung der Proben	70
Messung der Proben	70
4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen	72
Zusammenfassung	72
Überwachung der Abgaben der Kernanlagen	72
Schwebstoffproben und Tritium im Rhein bei Weil	79
Allgemeine Überwachung	80
4.5 Radioactivité du sol et de l'herbe	81
Résumé	81
Introduction	81
Résultats et discussion	82
Conclusions	84
4.6 Natürliche und künstliche Radionuklide in Sedimenten von drei Schweizer Seen	85
Zusammenfassung	85
Einleitung	85
Probennahme und Aufarbeitung	86
Analysenverfahren	86
Resultate	88

Inhaltverzeichnis - Sommaire



5 Lebensmittel - Denrées alimentaires

5 Radioaktivität in Lebensmitteln	78
Zusammenfassung	78
Messprogramm	78
Ergebnisse der Überwachung	79
Bewertung und Interpretation	81



6 Radioaktivität im Menschen - Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2011	101
Zusammenfassung	101
Ziel der Messungen	101
Messmethode	101
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	102
^{40}K -Gehalt des Körpers	102
6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	103
Résumé	103
Introduction	103
Résultats et discussion	104
Conclusions	105



7 Messung von Spezialnukliden - Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	108
Zusammenfassung	108
Kohlenstoff-14	108
Kernkraftwerk Leibstadt	110
Kernkraftwerk Gösgen	110
Kernkraftwerk Mühleberg	111
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau	111
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	112
Messungen in der Region Basel-Stadt	112
Krypton-85 (^{85}Kr)	115
Argon-37 (^{37}Ar)	116
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	117
Résumé	117
Introduction	118
Méthode de séparation chimique	118
Résultats	119
Conclusions	120

Inhaltverzeichnis - Sommaire



8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen 8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	125
Zusammenfassung	125
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	134
Zusammenfassung	134
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	135
Zusammenfassung	135
Übersicht	135
Systeminstandhaltung und -ergänzung	137
Systemverfügbarkeit und Störungen	137
Qualitätssicherung	138
Messergebnisse	138
8.4 Ortsdosimetrie in der Umgebung der Kernanlagen	141
Einleitung	141
Auswertemethode	141
Ergebnisse	143
Fazit	146
8.5 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	147
Zusammenfassung	147
Einleitung	147
Radiochemische Trennmethoden (Boden)	148
Staubfangplatten	148
Resultate und Diskussion	148
8.6 Les installations nucléaires et l'environnement	150
Résumé	150
Introduction	150
Méthodologie	151
Résultats	152
Conclusions	155
8.7 Environnement du CERN (mesures OFSP)	156
Résumé	156
Programme de surveillance de l'OFSP	156
Mesures de l'exposition ambiante	157
Mesures dans le milieu atmosphérique	158
Mesures dans le milieu terrestre	158
Mesures dans le milieu aquatique	159
8.8 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	161
Résumé	161
Le CERN	161
Aspects environnementaux	162
Programme de surveillance	163
Résultats 2011	163
Impact radiologique	166
Conclusions	167

Inhaltverzeichnis - Sommaire



9 Industrien und Spitäler - Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	170
Zusammenfassung	170
Überwachte Betriebe	170
Resultate	171
9.2 Emissionen der Spitäler	173
Zusammenfassung	173
Ausgangslage	173
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	173
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	173
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	177
Résumé	177
Introduction	177
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H	178
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	180



10 Radon

10.1 Radon	183
Fortschritte beim Radonschutz	183
Neue Schutzstrategie	183
Messungen und Kartierung	184
Ausbildung der Baufachleute	184
Bauliche Massnahmen	184
10.2 Radon	185
Progrès dans la protection contre le radon	185
Nouvelle stratégie de protection	185
Mesures et cartographie	186
Formation des professionnels	186
Radon dans la construction	186



Anhänge - Annexes

Anhänge	187
Annexes	187

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung Surveillance de l'environnement: Résumé

1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2011	15
Beurteilung	19
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	20
Tâches et programme de mesures	20
Résultats de la surveillance 2011	21
Evaluation	26



1.1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung

S. Estier, P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Auftrag und Messprogramm

Überwachung der Umweltradioaktivität

Die Strahlenschutzverordnung (StSV) überträgt in Artikel 104 bis 106 dem BAG die Verantwortung für die Überwachung der ionisierenden Strahlung und der Radioaktivität in der Umwelt.

Das umgesetzte Überwachungsprogramm besteht aus mehreren Teilen. Ziel ist einerseits der schnelle Nachweis jeder zusätzlichen radioaktiven Belastung künstlichen Ursprungs, die schwerwiegende Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung haben kann (Strahlenunfall). Mit dem Überwachungsprogramm sollen andererseits auch die Referenzwerte für die Umweltradioaktivität in der Schweiz und deren Schwankungen bestimmt werden, damit die Strahlendosen, denen die Schweizer Bevölkerung ausgesetzt ist, ermittelt werden können. Diese allgemeine Überwachung umfasst zudem die Messung der Kontaminationen infolge der oberirdischen Kernwaffenversuche der USA und der Sowjetunion in den 50^{er} und 60^{er} Jahren sowie des Reaktorunfalls von Tschernobyl.

Mit der Überwachung müssen sich ausserdem die effektiven Auswirkungen von Kernanlagen, Forschungszentren und Unternehmen, die radioaktive Substanzen einsetzen, auf die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung feststellen lassen. Diese spezifische Überwachung, die sich auf Anlagen bezieht, die über eine streng beschränkte Bewilligung zur Freisetzung von radioaktiven Stoffen in die Umwelt verfügen, erfolgt in Zusammenarbeit mit den betreffenden Aufsichtsbehörden, das heisst mit dem eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI) für die Kernkraftwerke und der Suva für die Industriebetriebe. Sie beginnt mit der Überwachung der Emissionen (effektive Freisetzung von radioaktiven Stoffen) dieser Unternehmen und setzt sich mit der Kontrolle der Immissionen (effektiv gemessene Konzentrationen) in der Umwelt fort. Um allen diesen Zielen nachzukommen, erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm in Zusammenarbeit mit dem ENSI, der Suva

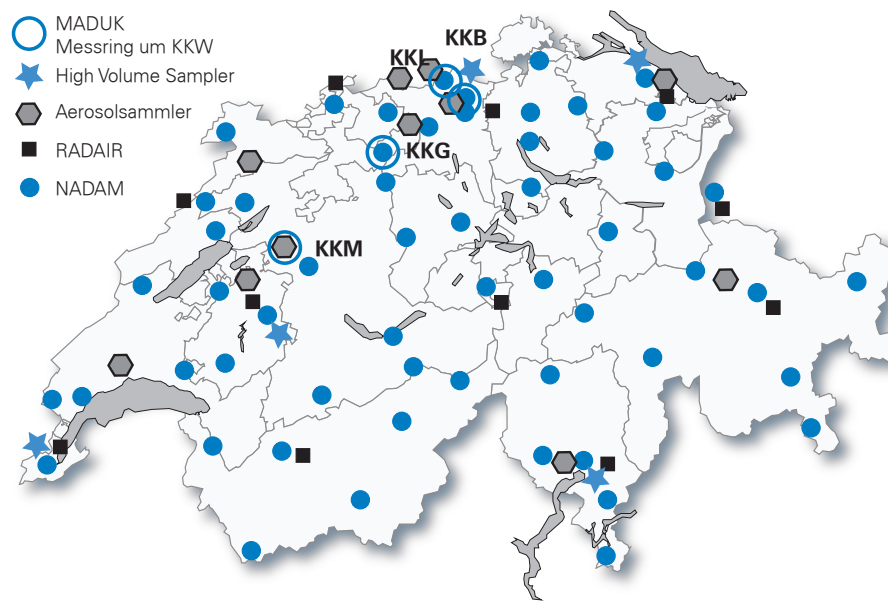
und den Kantonen. Es koordiniert dieses Überwachungsprogramm, an dem auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute beteiligt sind. Die Liste der am Überwachungsprogramm beteiligten Laboratorien findet sich in den Anhängen 1 und 2. Das BAG sammelt und wertet die Daten aus und veröffentlicht jährlich die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung zusammen mit den für die Bevölkerung daraus resultierenden Strahlendosen.

Messprogramm (siehe Anhänge 3 und 4)

Das Überwachungsprogramm umfasst zahlreiche Umweltbereiche von der Luft über Niederschläge, Boden, Gras, Grundwasser und Oberflächengewässer, Trinkwasser und Sedimente bis zu Nahrungsmitteln. Seit 2010 werden auch Milchzentralen und Grossverteiler von Milch in der ganzen Schweiz beprobt. Messungen vor Ort (In-situ-Gamma-spektrometrie), mit denen sich die auf dem Boden abgelagerte Radioaktivität direkt erfassen lässt, vervollständigen diese Analysen. Mit Untersuchungen der Radioaktivität im menschlichen Körper werden auch Kontrollen am Ende der Kontaminationskette durchgeführt.

Ergänzt wird dieses allgemeine Programm durch Analysen von Stichproben in den Kernanlagen während kontrollierten Abgaben sowie in Abwässern aus Kläranlagen, Deponien und Kehrrechtverbrennungsanlagen.

Automatische Messnetze (Figur 1) erfassen die Dosisleistung im ganzen Land (NADAM = Alarm- und Messnetz zur Bestimmung der Dosisleistung), in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK = Messnetz in der Umgebung der Kernanlagen zur Bestimmung der Dosisleistung) sowie die Radioaktivität der Aerosole (RADAIR = Messnetz zur Bestimmung der Radioaktivität in der Luft). Von Aerosolen, Niederschlägen und Flusswasser werden kontinuierlich Proben entnommen, die Überwachung von Sedimenten, Erdproben, Gras, Milch und Lebensmit-



Figur 1:
Messnetze zur Überwachung der Luft in der Schweiz (Dosisleistung und Aerosole).

teln (inklusive Importe) erfolgt stichprobenweise. Die Daten werden in einer nationalen Datenbank beim BAG erfasst. Eine Auswahl der Ergebnisse ist auf dem Internet verfügbar unter www.str-rad.ch. Die Messprogramme sind vergleichbar mit denjenigen unserer Nachbarländer. Die Methoden für die Probenentnahme und die Messprogramme entsprechen dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik. Die Qualitätskontrolle erfolgt durch eine regelmässige Teilnahme der Laboratorien an nationalen und internationalen Vergleichsmessungen.

Ergebnisse der Umweltüberwachung 2011

Allgemeine Überwachung von Luft, Niederschlag, Gewässer, Boden, Gras, Milch und anderen Lebensmittel

Das Jahr 2011 war geprägt vom Reaktorunfall in Fukushima Dai-ichi nach dem grossen ostjapanischen Erdbeben und dem damit verbundenen zerstörerischen Tsunami am 11. März. Spuren von den dabei freigesetzten radioaktiven Stoffen konnten in der Schweiz auf Aerosolfiltern Hochvolumen-Sammler von Ende März bis etwa Mitte Mai nachgewiesen werden. Die höchsten Werte wurden zwischen dem 27. März und dem 5. April gemessen. Die hauptsächlich festgestellten Radioisotope waren ^{131}I , sowie ^{134}Cs und ^{137}Cs . Die höchsten für diese Isotope gemessenen Aktivitäten betrugen für die tiefer gelegenen Aerosolfilter im Mittelland 456, 42 und 43 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Auf dem Jungfrauoch wurden höhere ^{131}I Aktivitäten ($916 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) gemessen, während die Aktivitäten der beiden Cs-Isotope vergleichbar mit den tieferen Lagen waren.

Das automatische Messnetz RADAIR misst fortlaufend die partikelgebundene α - und β -Aktivität in der Luft und löst bei starker Erhöhung Alarm aus. Die Erhöhung der luftgetragenen Radioaktivität in der Schweiz Ende März und im April letzten Jahres war aber zu gering um von den α/β Detektoren dieses Systems erfasst zu werden. Hingegen haben die RADAIR-Detektoren für gasförmiges Iod leicht erhöhte Werte angezeigt. Nachmessungen der für die Iod-Adsorption eingesetzten Kartuschen im Labor erlaubten nachträglich eine genaue Bestimmung der Aktivitäten von gasförmigem ^{131}I . Die maximale in der Schweiz gemessene Gesamt-Aktivität von ^{131}I (d.h. gasförmiges und partikelgebundenes Iod) war rund $2'000 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, was ungefähr 0.08% des Immissionsgrenzwertes aus der Strahlenschutzverordnung entspricht.

Spuren von ^{131}I , ^{134}Cs und ^{137}Cs konnten auch in Regenproben nachgewiesen werden. ^{131}I fand sich zudem in Grasproben, in einigen Salatproben vom Anfang April sowie in 3 Milchproben aus den Kantonen BS, GR und TI. Alle in Lebensmitteln gemessenen ^{131}I Konzentrationen lagen aber deutlich unterhalb des Toleranzwertes von 10 Bq/l (bzw. 10 Bq/kg).

Ausserhalb der Zeitspanne von Ende März bis Mai sind die Resultate der Überwachung der Radioaktivität in Luft, Niederschlag, Gras und Boden vergleichbar mit jenen aus den Vorjahren und bestätigen, dass in diesen Umweltkompartimenten der überwiegende Teil der Radioaktivität natürlichen Ursprungs ist. Die Luftmessungen mit Hochvolumen Aerosol-Filtern (für online-Resultate siehe www.str-rad.ch) zeigen hauptsächlich kosmogenes ^7Be sowie ^{210}Pb und weitere Radonfolgeprodukte.

Bei den Niederschlägen ist die Radioaktivität vorwiegend auf ^7Be und Tritium - beides Produkte der kosmischen Strahlung - zurückzuführen. Für das Tritium stellen aber Abgaben aus Kernkraftwerken und gewissen Industriebetrieben weitere Quellen dar (siehe unten). In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel wenige Bq/l.

Auch im Erdboden dominieren die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen sowie das ^{40}K . Die künstlichen Isotope aus den Ablagerungen aus der Luft zeigen regionale Unterschiede, die mit der unterschiedlichen Ablagerung von Radioaktivität aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Tschernobyl-Reaktorunfall zusammenhängen. In den Alpen und Südalpen sind die Werte von ^{137}Cs (siehe Figur 2) und ^{90}Sr immer noch etwas höher als im Mittelland. Künstliche Alphastrahler wie ^{239}Pu und ^{240}Pu sowie ^{241}Am treten im Erdboden nur in sehr geringen Spuren auf.

Auch in Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ^{40}K . Künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{90}Sr (siehe Figur 4), die von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden, sind im Gras nur noch in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie Boden. Die Getreideproben zeigten keine nennenswerten Aktivitäten. Bei der Kuhmilch lag der ^{137}Cs Gehalt meist unter der Nachweisgrenze von ca. 1 Bq/l. Mit 11 Bq/l erreichte eine Milchprobe aus dem Tessin einen Wert leicht über dem Toleranzwert von 10 Bq/l. Weil diese Probe jedoch kein ^{134}Cs enthielt, ist klar, dass das ^{137}Cs auch 25 Jahre danach noch

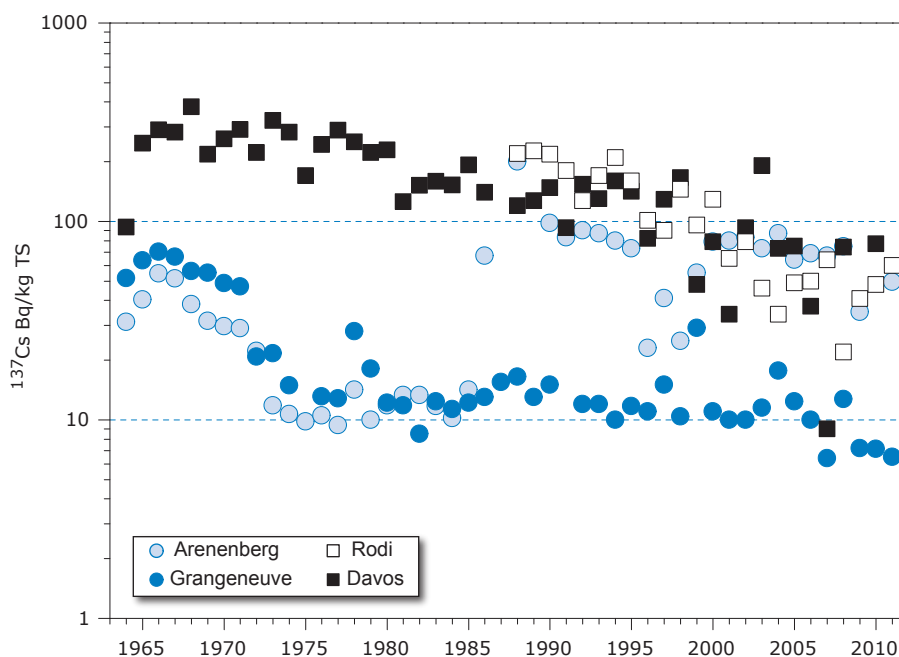
vom Reaktorunfall in Tschernobyl und nicht von jenem in Fukushima stammt. Das Tessin war ja die vom Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffene Gegend der Schweiz. Mit Ausnahme dieser Milchprobe wurden 2011 bei den zahlreichen Proben von einheimischen Lebensmitteln (Gemüse, Früchte, Wildpilze, etc.) keine weiteren Toleranzwert-Überschreitungen registriert.

Nach dem Reaktorunfall in Fukushima hat die Schweiz (gleich wie die Europäische Union) ein Programm für die Kontrolle von Lebensmittelimporten aus Japan aufgestellt. Lebensmittelimporte aus anderen Ländern wurden - wie jedes Jahr - von den Kantonalen Laboratorien analysiert. Bei den Importen aus Japan wurde in einem Grüntee eine einzige Toleranzwertüberschreitung festgestellt. Ausserdem lagen drei Wildpilze aus Osteuropa über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg ^{137}Cs .

Ausführliche Darstellungen zur allgemeinen Umweltüberwachung finden sich in Kapitel 4.1 (Fukushima), 4.2-4.5 (Luft, Niederschlag, Gewässer, Boden, Gras), Kapitel 5 (Lebensmittel) und Kapitel 7.2 (Plutonium).

Überwachung in der Umgebung von Kernanlagen

Bei den Kernkraftwerken werden die Grenzwerte für die Emissionen radioaktiver Stoffe durch die Bewilligungsbehörde so festgelegt, dass niemand der in der Umgebung wohnt eine Dosis von mehr als 0.3 mSv pro Jahr erhalten kann (einschliesslich direkte Strahlung). Der Betreiber muss seine Emissionen erfassen und dem ENSI mitteilen.



Figur 2:
 ^{137}Cs (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2011).

Die den Behörden gemeldeten Abgaben werden regelmässig durch parallele Messungen von Betreibern, ENSI und BAG an Aerosol- und Iodfiltern sowie Abwasserproben überprüft. Die verschiedenen Kontrollen haben bestätigt, dass die schweizerischen Kernkraftwerke die Jahres- und Kurzzeitabgabengrenzwerte 2011 eingehalten haben.

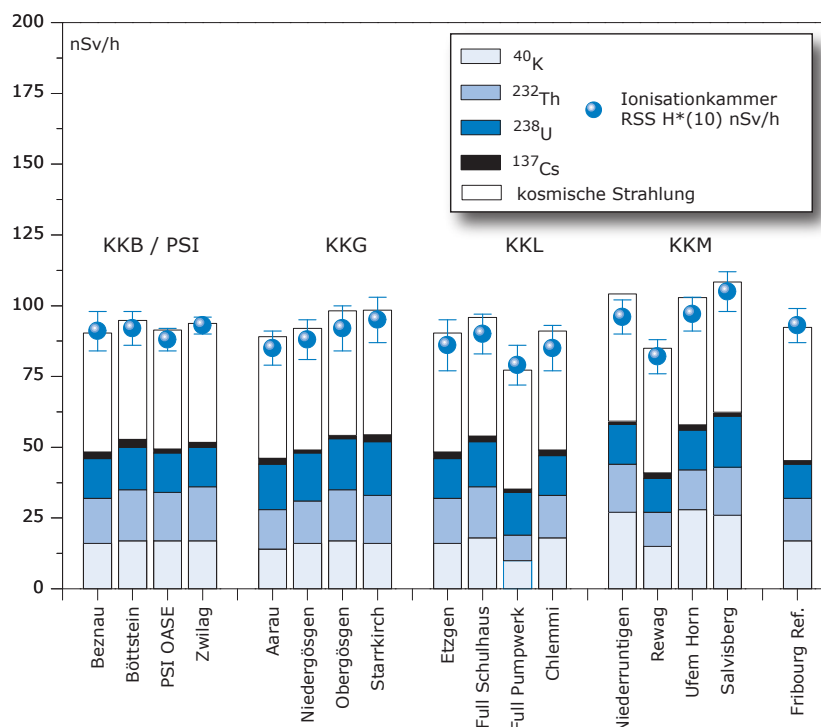
Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2011 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt (siehe Kapitel 8.6 des vorliegenden Berichtes).

Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren der Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub (maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation von 88 Promille in der Umgebung des Kernkraftwerks Leibstadt). Zur Orientierung: Eine zusätzliche ^{14}C -Aktivität von 100 Promille in den Lebensmitteln würde zu einer zusätzlichen jährlichen Dosis von einem Mikrosievert führen. In den Flüssen sind die Auswirkungen der flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke namentlich im Fall der Kobalt-Isotope sowie beim ^{54}Mn in Wasser und Sedimenten messbar. Leicht erhöhte Tritium-Werte im Bereich von

10 bis 30 Bq/l ergaben sich sporadisch in der Aare und im Rhein. Die Messungen zur Radioaktivität in den Lebensmitteln zeigten keinen Einfluss der Kernkraftwerke.

Gemäss Figur 3 ergaben die Umweltmessungen mit Ausnahme der erwähnten Beispiele keine Unterschiede gegenüber Orten ausserhalb des Einflussbereichs der Kernkraftwerke. Die natürliche Radioaktivität dominiert demnach, und die messbaren Kontaminationen sind vorwiegend eine Folge der Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren und des Reaktorunfalls in Tschernobyl (^{137}Cs), sowie für die Zeitspanne von Ende März bis Mai 2011 des Unfalls in Fukushima.

Im Vergleich zur Belastung durch natürliche Quellen oder medizinische Anwendungen führen die Emissionen der Kernkraftwerke für die Bevölkerung nur zu sehr geringen Strahlendosen. Trotzdem gebietet der Grundsatz der Optimierung, dass die Kontrollen und die Studien sorgfältig weitergeführt werden, um den verschiedenen wissenschaftlichen und gesetzlichen Zielsetzungen Rechnung zu tragen und die Öffentlichkeit optimal informieren zu können.



Figur 3: Beiträge zur Ortsdosis ($H^*(10)$) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2011 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie in Freiburg gemessen wurden. Diese Beiträge wurden ausgehend von Messungen durch In-situ-Gammaspektrometrie berechnet. Ausserdem ist das Ergebnis der direkten Messung der Gesamtdosis mit Hilfe einer Ionisationskammer dargestellt. Damit lässt sich die Zuverlässigkeit der Methode abschätzen.

Überwachung der Forschungszentren

Beim CERN hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2011 ebenfalls deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten lagen (siehe Kapitel 8.8). Dies bestätigt auch das unabhängige Überwachungsprogramm des BAG, das in der Umgebung des Forschungszentrums durchgeführt wurde (siehe Kapitel 8.7). Die Messergebnisse zeigten vereinzelt Spuren der Radionuklide ^{24}Na , ^{41}Ar und ^{131}I in der Luft, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden. Die Strahlenbelastung durch das CERN für die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung bleibt gering, da die maximalen Aktivitäten der Radionuklide, die auf die Tätigkeit des CERN zurückzuführen sind, weniger als 1 Prozent des in der Schweiz geltenden Immissionsgrenzwerts erreichen.

Die Strahlendosis für die Bevölkerung in der Umgebung des PSI darf 0.15 mSv/Jahr nicht übersteigen. Im Jahr 2011 blieb die tatsächliche Dosis unterhalb von 5 % dieses Wertes. Die Umweltüberwachung wird vom PSI selber sowie mit unabhängigen Messungen durch die Behörden durchgeführt. Im Berichtsjahr lagen alle Messergebnisse innerhalb des erwarteten Bereiches (siehe Kapitel 8.6).

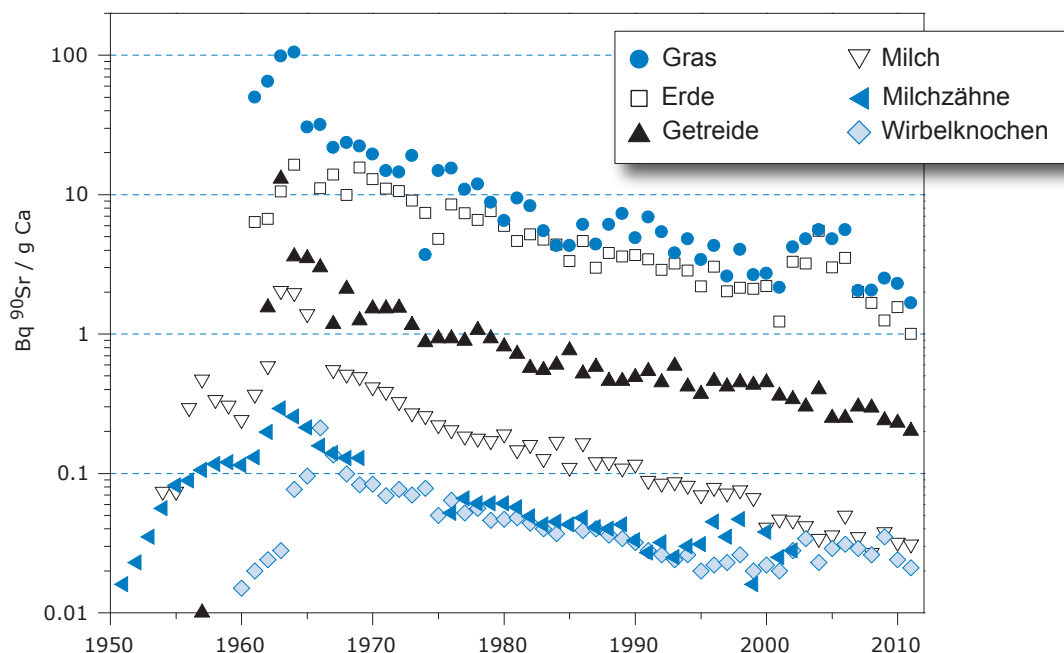
Tritium aus der Industrie

Auch Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. Tritium ist in der Schweiz das am häufigsten industriell verwendete Radionuklid (siehe Kapitel 9.1). In gewissen Unternehmen wird zum Beispiel Tritium zur Herstellung von Tritiumgas-Leuchtquellen oder von radioaktiven Markern für die Forschung verwendet.

Im Jahr 2011 haben alle betroffenen Betriebe die Vorgaben für die Abgabe von radioaktiven Stoffen eingehalten. Das BAG führt ein spezifisches Überwachungsprogramm zur Kontrolle der Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe durch. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer (siehe Kapitel 9.3).

Die höchste gemessene Tritiumkonzentration im Niederschlag lag 2011 bei rund 2'100 Bq/l. Dieser Wert wurde in unmittelbarer Umgebung der Firma mb-Microtec in Niederwangen gemessen und entspricht 17.5% des in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Immissionsgrenzwertes für öffentlich zugängliche Gewässer. Das Jahresmittel bei dieser Messstelle betrug 560 Bq/l. Deutlich tiefer als in früheren Jahren waren die Tritiumkonzentrationen in den Regenwasserproben aus der Umgebung der Firma RC-Tritec in Teufen/AR.

In der Umgebung der Firma mb-microtec wurden auch Proben von Milch sowie von verschiedenen Früchten und Gemüse untersucht. Die Analysen ergaben, dass der Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq pro Liter nicht überschritten wurde. Konkret lagen die Tritiumkonzentrationen in den Destillaten der geprüften Produkte in einer Bandbreite von 14 bis 55 Bq pro Liter für Milch (5 Stichproben) und zwischen 13 und 90 Bq pro Liter für Früchte und Gemüse (10 Stichproben).



Figur 4: ^{90}Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2011 entnommenen Proben (logarithmische Skala).

Emissionen von Radionukliden aus den Spitälern

In Spitälern wird bei der Diagnostik und Behandlung von Schilddrüsenerkrankungen ^{131}I verwendet, daneben kommen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken auch andere Radionuklide zum Einsatz (siehe Kapitel 9.2). Iodtherapie-Patienten, die mit weniger als 200 MBq (1 MegaBq = 10^6 Bq) ambulant behandelt wurden, dürfen das Spital nach der Therapie verlassen. Bei über 200 MBq müssen die Patienten mindestens während den ersten 48 Stunden in speziellen Zimmern isoliert werden. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziellen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach Abklingen unter die bewilligten Immissionsgrenzwerte an die Umwelt abgegeben. Im Rahmen der Umgebungsüberwachung werden wöchentliche Sammelproben von Abwasser aus den Kläranlagen der grösseren Agglomerationen auf ^{131}I untersucht. Die Messungen haben gezeigt, dass in den Abwasserproben manchmal Spuren von ^{131}I nachweisbar sind, diese jedoch deutlich unter den Immissionsgrenzwerten gemäss Strahlenschutzverordnung liegen (siehe Kapitel 9.3).

Messungen am menschlichen Körper

Die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung lässt sich durch Ganzkörpermessungen und die Analyse des ^{90}Sr -Gehalts in Milchzähnen und Wirbelknochen von Menschen bestimmen (siehe Kapitel 6.1 und 6.2). Die jährlich durchgeführten Ganzkörpermessungen an Schülerinnen und Schülern in Genf ergaben ^{137}Cs -Werte, die unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/kg lagen. Für das natürliche ^{40}K hingegen wurden Werte von rund 55 Bq/kg bei den Frauen und 70 Bq/kg bei den Männern gemessen. Die ^{90}Sr -Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen lag bei einigen Hundertstel Bq/g Kalzium (Figur 4). Strontium wird vom menschlichen Körper ebenso wie Kalzium in Knochen und Zähnen eingelagert. Die Wirbelknochen werden als Indikator für die Kontamination des Skeletts herangezogen, weil diese Knochen eine besonders ausgeprägte Schwammstruktur aufweisen und rasch Kalzium über das Blutplasma austauschen. An Wirbelknochen von im laufenden Jahr verstorbenen Personen lässt sich das Ausmass der Kontamination der Nahrungskette mit ^{90}Sr eruieren. Die Milchzähne wiederum bilden sich in den Monaten vor der Geburt und während der Stillphase. Der Strontiumgehalt wird gemessen, wenn der Milchzahn von selbst ausfällt. Er gibt im Nachhinein einen Anhaltspunkt darüber, wie stark die Nahrungskette der Mutter zum Zeitpunkt der Geburt des Kindes kontaminiert war. Die in den Milchzähnen gemessenen Strontiumwerte (Figur 4) sind deshalb nach Geburtsjahr der Kinder aufgeführt. Dies erklärt, weshalb die Kurven zu den Milchzähnen und zur Milch beinahe parallel verlaufen.

Beurteilung

Strahlenrisiko durch künstliche Radioaktivität in der Umwelt klein geblieben

Trotz des Reaktorunfalles in Fukushima lagen in der Schweiz 2011 die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aufgrund künstlicher Strahlenquellen wie in den Vorjahren unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko kann daher als klein eingestuft werden.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umwelt-radioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie beeinflusst, aber auch der Anteil der künstlichen Radioaktivität als Folge der Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl war inhomogen über das Land verteilt. Radioaktives ^{137}Cs aus Tschernobyl wurde beispielsweise vornehmlich im Tessin abgelagert und ist dort heute noch immer in vielen Proben messbar. Zu erhöhten Ablagerungen kam es auch in höheren Lagen des Jurabogens und in Teilen der Nordostschweiz. Die gemessenen Konzentrationen nehmen aber seit 1986 kontinuierlich ab.

Zum Unfall in Fukushima können wir festhalten, dass die in der Schweiz als Folge des Unfalles gemessenen Konzentration von radioaktiven Stoffen 1'000 bis 10'000 mal tiefer waren, als die entsprechenden Konzentrationen welche 1986 nach Tschernobyl gemessen wurden. Der höchste gemessene Wert (^{131}I in der Luft) betrug 0.08 % des Immissionsgrenzwertes. Wenige Monate nach dem Unfall konnten die Umweltmessungen in der Schweiz keine Spuren mehr von Radioaktivität aus Japan nachweisen.

Bei der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken sowie von Industriebetrieben und Forschungsanstalten, die mit radioaktiven Stoffen arbeiten, konnten 2011 unter anderem Spuren von ^{41}Ar (CERN) sowie erhöhte Konzentrationen von ^{14}C (Kernkraftwerke) und Tritium (Tritium verarbeitende Industrie) in der Umwelt nachgewiesen werden. Die Abgaben, die zu diesen erhöhten Werten führten, lagen aber unterhalb der erlaubten Grenzen und haben keine Überschreitung von Immissionsgrenzwerten verursacht. Damit ist auch die zusätzliche Strahlenbelastung der örtlichen Bevölkerung aufgrund dieser Einrichtungen gering geblieben. Die niedrigen nachgewiesenen Werte künstlicher Radioaktivität können als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungsprogramme gedeutet werden.

1.2

Surveillance de l'environnement: Résumé

S. Estier, P. Steinmann

Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Berne

Tâches et programme de mesures

Surveillance des rayonnements ionisants et de la radioactivité dans l'environnement

Conformément aux art. 104 à 106 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), l'OFSP est responsable de la surveillance des rayonnements ionisants et de la radioactivité dans l'environnement.

Le programme de surveillance mis en œuvre comporte plusieurs volets. Il a d'une part pour objectif la détection rapide de tout apport supplémentaire de radioactivité d'origine artificielle, pouvant avoir des conséquences graves sur la santé de la population (accident radiologique). Le programme de surveillance vise, d'autre part, à déterminer les niveaux de référence de la radioactivité dans l'environnement en Suisse ainsi que leurs fluctuations, afin de pouvoir évaluer les doses de rayonnement auxquelles la population suisse est exposée. Le suivi des anciennes contaminations dues aux essais nucléaires atmosphériques américains et soviétiques des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl fait partie de cette surveillance générale.

La surveillance mise en place doit, par ailleurs, permettre de déterminer l'impact effectif des centrales nucléaires ainsi que des centres de recherche ou des entreprises utilisant des substances radioactives sur l'environnement et sur la population avoisinante. Cette surveillance spécifique, focalisée autour des installations disposant d'une autorisation stricte de rejet de substances radioactives dans l'environnement, s'effectue en collaboration avec les autorités de surveillance respectives, l'Inspection Fédérale de la Sécurité Nucléaire (IFSN) pour les centrales nucléaires, la SUVA pour les industries. Elle commence par le contrôle des émissions (rejets de substances radioactives) de ces entreprises, afin de s'assurer que les limites sont respectées, et se poursuit par la surveillance de leurs immissions, à savoir des concentrations effectivement mesurées dans l'environnement.

Afin de répondre à l'ensemble de ces objectifs, l'OFSP élabore chaque année un programme de prélèvements d'échantillons et de mesures en collaboration avec l'IFSN, la SUVA et les cantons. Il coordonne ce programme de surveillance, auquel participent également d'autres laboratoires de la Confédération et divers instituts universitaires. La liste complète des laboratoires participant au programme de surveillance se trouve dans les annexes 1 et 2. L'OFSP collecte et interprète l'ensemble des données, et publie annuellement les résultats de la surveillance de la radioactivité ainsi que les doses de rayonnement qui en résultent pour la population.

Programme de mesures (voir annexes 3 et 4)

Le programme de surveillance couvre de nombreux compartiments environnementaux, qui vont de l'air aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et souterraines, les eaux potables et les sédiments. Depuis 2010, des échantillons en provenance de centrales laitières et de grands distributeurs de lait de toute la Suisse ont également été ajoutés au plan de prélèvement. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant de mesurer directement la radioactivité déposée sur le sol. Le contrôle en fin de chaîne de contamination est réalisé par des analyses de la radioactivité assimilée dans le corps humain.

A ce programme général s'ajoute l'analyse d'échantillons en phase de rejet provenant des centrales nucléaires, des eaux de stations d'épuration et de décharges ou encore des eaux de lavage des fumées d'usines d'incinération.

Des réseaux automatiques de mesure (figure 1) enregistrent le débit de dose ambiant gamma dans tout le pays (réseau automatique NADAM de mesure et d'alarme pour l'irradiation ambiante) et en particulier au voisinage des centrales nucléaires (réseau

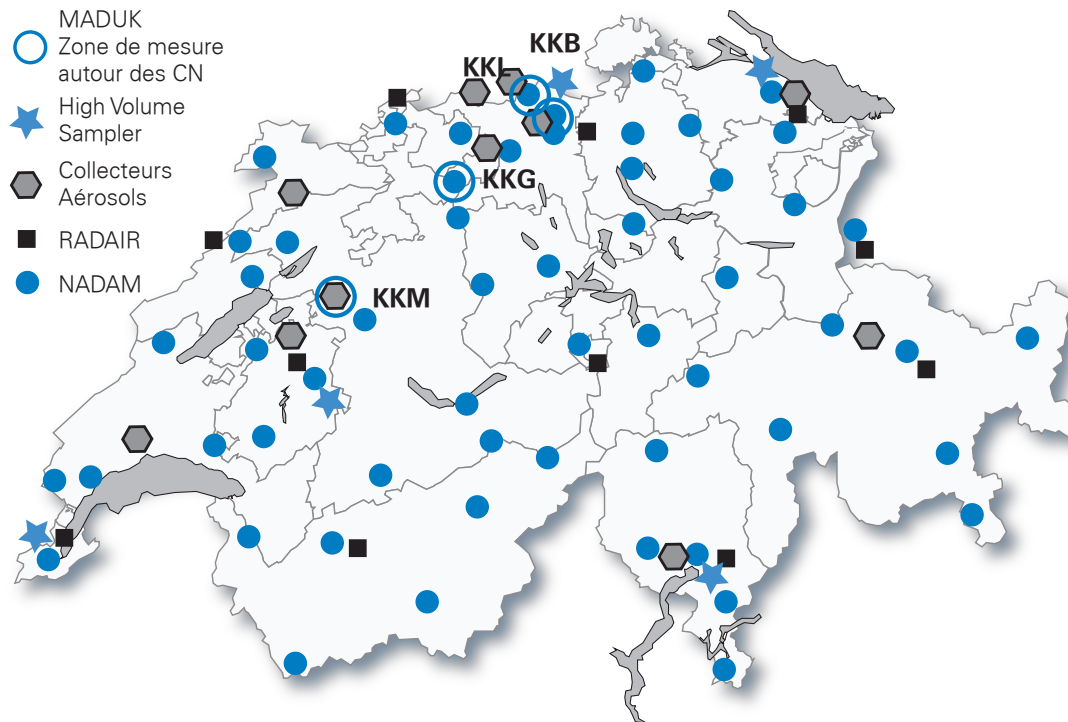


Figure 1:
Réseaux de mesure pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols).

automatique de surveillance du débit de dose au voisinage des centrales nucléaires, MADUK), ainsi que la radioactivité des aérosols (Réseau Automatique de Détection dans l'Air d'Immissions Radioactives, RADAIR). Des prélèvements d'échantillons d'aérosols, de précipitations et d'eaux de rivière sont effectués en continu; la surveillance des sédiments, du sol, de l'herbe, du lait et des denrées alimentaires (y compris les importations) s'effectue dans le cadre de contrôles par sondage. Les données sont enregistrées dans une banque de données nationale administrée par l'OFSP. Un choix de résultats est disponible sur Internet: www.str-rad.ch. Les programmes de surveillance sont comparables à ceux en vigueur dans les pays voisins. Les techniques d'échantillonnage et les programmes de mesure correspondent à l'état actuel des connaissances et de la technique. Le contrôle de la qualité s'effectue par la participation régulière des laboratoires à des intercomparaisons nationales et internationales.

Résultats de la surveillance 2011

Surveillance générale: air, précipitations, eaux, sols, herbes, lait et autres denrées alimentaires

L'année 2011 a été marquée par l'accident survenu dans la centrale nucléaire japonaise de Fukushima Dai-ichi après le tremblement de terre et le raz de marée dévastateurs du 11 mars 2011. Les retombées radioactives de cet accident ont pu être mesurées en Suisse, dans les filtres aérosols des collecteurs à haut débit (High Volume Sampler - HVS), dès la fin mars et jusqu'à mi mai environ. Les activités les plus élevées ont été enregistrées entre le 27.03 et le 05.04 2011. Les principaux radioéléments détectés furent le ^{131}I , ainsi que le ^{134}Cs et ^{137}Cs . Les activités maximales mesurées pour ces radioisotopes sur les filtres aérosols des stations de plaine ont été respectivement de 456, 42 et 43 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. A la Jungfrauoch, les activités maximales ont atteint respectivement 916, 39 et 33 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

Le réseau automatique de détection de la radioactivité dans l'air (RADAIR) a pour fonction de déclencher une alarme très rapidement en cas d'augmentation significative de la radioactivité. Il a fonctionné sans interruption en 2011 mais aucune activité β d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par les collecteurs α/β au cours de l'année. Suite à l'accident de

Fukushima, les concentrations β de l'iode particulaire (attaché aux aérosols) ainsi que des isotopes du césium furent trop faibles pour être décelées par ce type de moniteur. Les moniteurs du réseau RADAIR-iodé, mesurant l'iode gazeux, ont par contre signalé des activités légèrement supérieures aux valeurs usuelles en avril; la mesure de ces cartouches en laboratoire a ensuite permis l'évaluation de la fraction d'iode présente sous forme gazeuse. La concentration maximale totale en ^{131}I (iode gazeux et iode attaché à des particules) enregistrée en Suisse après l'accident de Fukushima a ainsi pu être estimée à environ $2'000 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, ce qui représente environ 0.08 % de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ORaP pour ce radionucléide dans l'air.

Des traces de ^{131}I , de ^{134}Cs et de ^{137}Cs ont également pu être décelées dans les précipitations, et, pour le ^{131}I , dans l'herbe et certaines salades prélevées début avril, ainsi que dans 3 échantillons de lait prélevés dans les cantons de BS, GR et TI. Les concentrations mesurées sont toutefois restées bien inférieures à la valeur de tolérance de 10 Bq/l (resp. 10 Bq/kg) fixée pour l' ^{131}I dans les denrées alimentaires.

En dehors de la période allant de mars à mai, les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air, les précipitations, l'herbe et le sol obtenus en 2011 sont restés conformes à ceux des années précédentes et montrent la prédominance de la radioactivité naturelle dans ces compartiments environnementaux. Les résultats des mesures des

filtres aérosols à haut débit, qui sont disponibles sur Internet (www.str-rad.ch), ont ainsi montré que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels que sont le ^7Be cosmogénique, ainsi que le ^{210}Pb et d'autres produits de filiation du radon. Dans les précipitations, la radioactivité est principalement liée au ^7Be ainsi qu'au tritium, tous deux produits par le rayonnement cosmique. Pour le tritium un apport artificiel par les rejets des centrales nucléaires et de certaines industries est également mesurable en certains endroits (voir ci-après). Dans les rivières, la teneur en tritium est généralement de quelques Bq/l.

Dans le sol, on retrouve essentiellement les isotopes naturels issus des séries de désintégration de l'uranium et du thorium ainsi que le ^{40}K . Les isotopes artificiels proviennent des dépôts atmosphériques et montrent des différences régionales, liées aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Dans les Alpes et le sud des Alpes, les valeurs relevées pour le ^{137}Cs (voir fig. 2) et le ^{90}Sr sont toujours légèrement supérieures à celles du Plateau. Quant aux émetteurs alpha artificiels, comme le ^{239}Pu et le ^{240}Pu et l' ^{241}Am , il n'en subsiste que d'infimes traces dans le sol.

Dans l'herbe et les denrées alimentaires, c'est aussi le ^{40}K naturel qui domine. Les radionucléides artificiels comme le ^{137}Cs ou le ^{90}Sr (voir figure 4), qui sont absorbés par les plantes à travers leurs racines, ne sont décelables dans l'herbe que sous

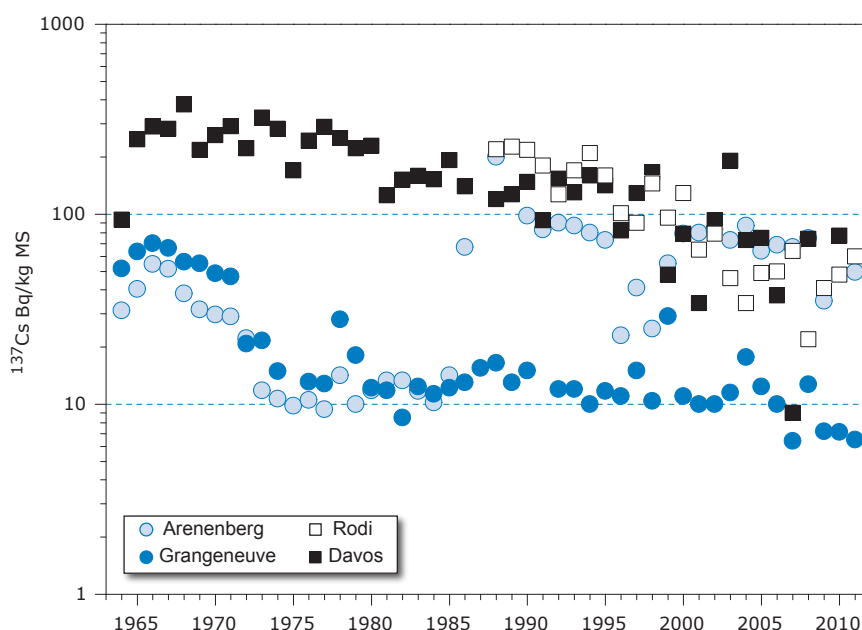


Figure 2:

^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964-2011).

forme de traces. Leur répartition régionale est similaire à celle enregistrée pour le sol. Les échantillons de céréales n'ont pas présenté d'activité artificielle significative. Dans le lait de vache, la teneur en ^{137}Cs est généralement restée inférieure à la limite de détection de 1 Bq/l env.; avec 11 Bq/l, un échantillon de lait du Tessin a toutefois présenté une concentration légèrement supérieure à la valeur de tolérance, fixée à 10 Bq/l pour ce radionucléide dans le lait. Comme le ^{134}Cs n'a pu être détecté dans cet échantillon, il est possible de conclure que le ^{137}Cs mesuré provient, 25 ans après, toujours des suites de l'accident de Tchernobyl et non de celui de Fukushima. Rappelons en effet que le Tessin a été l'une des régions de Suisse les plus touchées par les retombées radioactives consécutives à l'accident de Tchernobyl. En dehors de l'échantillon de lait, cité plus haut, aucun dépassement des valeurs de tolérance n'a été enregistré dans les nombreux échantillons de denrées alimentaires indigènes (légumes, fruits, champignons sauvages, etc.) analysés en 2011.

Suite à l'accident de Fukushima, la Suisse comme l'Union Européenne, a initié un programme de contrôle des denrées alimentaires en provenance du Japon; des analyses de denrées alimentaires importées provenant d'autres pays ont également été effectuées, comme chaque année, par les laboratoires cantonaux. Un seul dépassement de la valeur de tolérance pour les isotopes du Césium a été enregistré dans un échantillon de denrées alimentaires en provenance du Japon: il s'agissait d'un échantillon de thé vert. Trois échantillons de champignons sauvages d'Europe de l'Est ont également présenté des concentrations supérieures à la valeur de tolérance fixée à 600 Bq/kg pour le ^{137}Cs dans les champignons.

En résumé, à l'exception du cas du thé vert d'origine japonaise, les quelques dépassements des valeurs de tolérance constatés en Suisse en 2011 dans les denrées alimentaires (indigènes ou importées) sont tous liés à d'anciennes contaminations.

Les informations détaillées pour la surveillance générale de l'environnement se trouvent aux chapitres 4.1 (Fukushima), 4.2-4.5 (air, précipitations, eaux, sol, herbe), au chapitre 5 (denrées alimentaires) et au chapitre 7.2 (plutonium).

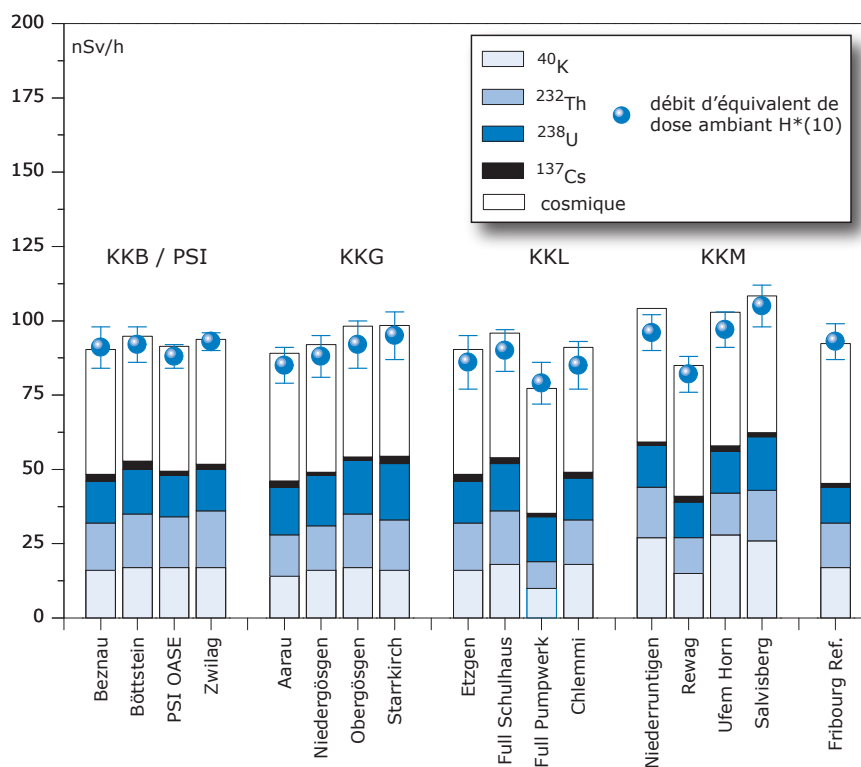


Figure 3:

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ($H^*(10)$) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2011 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'à Fribourg. Ces contributions ont été calculées à partir des mesures de spectrométrie gamma in situ; le résultat de la mesure directe de l'exposition globale à l'aide d'une chambre d'ionisation est également représenté afin d'apprécier la fiabilité de la méthode.

Surveillance du voisinage des centrales nucléaires

Les valeurs limites pour les émissions des centrales nucléaires sont fixées par l'autorité compétente de telle sorte qu'aucune personne résidant à proximité ne puisse recevoir une dose effective supérieure à 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris). L'exploitant doit mesurer ses émissions et en communiquer le bilan à l'IFSN. Des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur des filtres à aérosols et à iode ainsi que sur des échantillons d'eau en phase de rejet permettent de vérifier régulièrement les valeurs déclarées aux autorités. Les divers contrôles ont confirmé le respect des limites réglementaires par les exploitants en 2011.

Les résultats du programme de surveillance des immissions, coordonné par l'OFSP autour des centrales nucléaires, ont montré que l'impact de ces dernières sur l'environnement est resté faible en 2011 (voir Chapitre 8.6 du présent rapport). Les méthodes de mesure mises en œuvre, d'une grande sensibilité, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques, comme des valeurs accrues de ^{14}C dans les feuillages (augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 88 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt). A titre indicatif, notons qu'une activité supplémentaire de 100 pour mille de ^{14}C dans les denrées alimentaires induit une dose annuelle supplémentaire de l'ordre de 1 micro-Sv. Dans les rivières, l'impact des rejets liquides des centrales nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt ainsi que pour le ^{54}Mn dans les eaux et les sédiments. Des valeurs de tritium légèrement accrues, de l'ordre de 10 à 30 Bq/l, ont été sporadiquement mesurées respectivement dans l'Aar et le Rhin. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les denrées alimentaires prélevées au voisinage des centrales sont conformes à ceux enregistrés ailleurs sur le Plateau Suisse.

Hormis les exemples précités et comme le montre la figure 3, les résultats des mesures environnementales effectuées au voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux enregistrés dans les endroits situés hors de l'influence des centrales nucléaires. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs), ainsi que pour la période allant de mars à mai 2011, de l'accident de Fukushima (^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs).

Cependant, même si l'exposition de la population attribuable aux rejets des centrales nucléaires conduit à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe d'opti-

misation demande de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible, afin de répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public.

Surveillance des centres de recherche

Le contrôle des émissions des installations du CERN (voir chapitre 8.8) a montré que les rejets effectifs se sont situés en 2011 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le programme de surveillance indépendant mis en œuvre par l'OFSP autour du centre de recherche (voir chapitre 8.7). Les résultats des mesures effectuées ont révélé la présence de traces sporadiques de certains radioisotopes produits par les accélérateurs du CERN, notamment le ^{24}Na , l' ^{41}Ar et l' ^{131}I dans l'air. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est toutefois resté faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au centre de recherche relevées dans l'environnement ont été inférieures à 1% des valeurs limites d'immissions suisses.

La dose d'irradiation reçue par la population vivant au voisinage du PSI ne doit pas excéder, au total, 0.15 mSv/an. En 2011, les rejets effectifs du PSI ont entraîné des doses inférieures à 5% de cette valeur. La surveillance de l'environnement est assurée par le PSI ainsi que par des mesures supplémentaires effectuées de manière indépendante par les autorités. Aucun résultat particulier n'a été enregistré au cours de l'année sous revue (voir chapitre 8.6).

Tritium dans l'industrie

Certaines entreprises industrielles utilisent également des substances radioactives (voir chap. 9.1). Le tritium est le radionucléide le plus utilisé dans ce domaine en Suisse. Certaines industries ont par exemple recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. Ces entreprises sont également tenues de communiquer à l'autorité de surveillance le bilan de leurs émissions. En 2011, toutes les entreprises concernées ont respectées les valeurs limites pour les rejets fixées dans leur autorisation. L'OFSP met en œuvre un programme de surveillance spécifique pour contrôler les immissions autour de ces entreprises (voir Chapitre 9.3 du présent rapport). Le tritium est ainsi analysé dans les précipitations, l'humidité de l'air et les eaux superficielles.

La concentration maximale enregistrée en 2011 dans les précipitations collectées dans les environs d'une entreprise utilisatrice de tritium s'est élevée à

env. 2'100 Bq/l (prélèvement bimensuel; valeur annuelle moyenne: 560 Bq/l). Cette valeur, mesurée à Niederwangen/BE, à proximité immédiate de l'entreprise mb-Microtec, représente environ 17.5% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public. Notons que les concentrations de tritium mesurées dans les échantillons de précipitations prélevés au voisinage de l'entreprise RC-Tritec à Teufen/AR ont nettement diminué par rapport aux années précédentes.

Des échantillons de lait et de fruits ont également été prélevés au voisinage de l'entreprise mb-microtec. Les résultats montrent que la valeur de tolérance pour le tritium, à savoir 1'000 Bq/l, n'a pas été dépassée. En effet, les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont échelonnées entre 14 et 55 Bq/l pour le lait (5 échantillons) et entre 13 et 90 Bq/l pour les fruits (10 échantillons).

Emissions de radionucléides provenant des hôpitaux

Les hôpitaux utilisent de l' ^{131}I pour le diagnostic et le traitement de maladies de la thyroïde, ainsi que d'autres radionucléides pour des applications diagnostiques et thérapeutiques (voir chapitre 9.2). Les patients suivant une thérapie à l'iode et ayant reçu moins de 200 MBq (1 méga Bq = 10^6 Bq) en ambulatoire peuvent quitter l'hôpital après la thérapie. Les patients

ayant reçu plus de 200 MBq doivent être isolés dans des chambres spéciales pendant les premières 48 heures au moins suivant le traitement. Les excréctions de ces patients sont collectées dans des cuves de décroissance dédiées au contrôle des eaux usées et ne sont rejetées dans l'environnement qu'après diminution de leur activité en dessous des valeurs limites d'immissions. Dans le cadre de la surveillance de l'environnement, des échantillons d'eaux usées sont prélevés chaque semaine dans les stations d'épuration des grandes agglomérations et analysés afin de déterminer leur concentration en ^{131}I . Les résultats des mesures ont montré que même si des traces d' ^{131}I sont parfois détectées, les valeurs se situent nettement en dessous des valeurs limites d'immissions définies dans l'ordonnance sur la radioprotection (voir chapitre 9.3).

Radioactivité assimilée par le corps humain

L'assimilation de radionucléides par l'intermédiaire de la nourriture peut être recensée par des mesures au corps entier et par des analyses de la teneur en ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines (voir chapitre 6.1 et 6.2). Des mesures au corps entier réalisées sur des collégiennes et collégiens de Genève ont montré des valeurs de ^{137}Cs inférieures à la limite de détection de 1 Bq/kg. Le ^{40}K naturel atteint en revanche environ 55 Bq/kg chez les femmes et 70 Bq/kg chez les hommes. La teneur en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait était de quelques centièmes de Bq/g de calcium (figure 4). Le strontium est assimilé par le corps

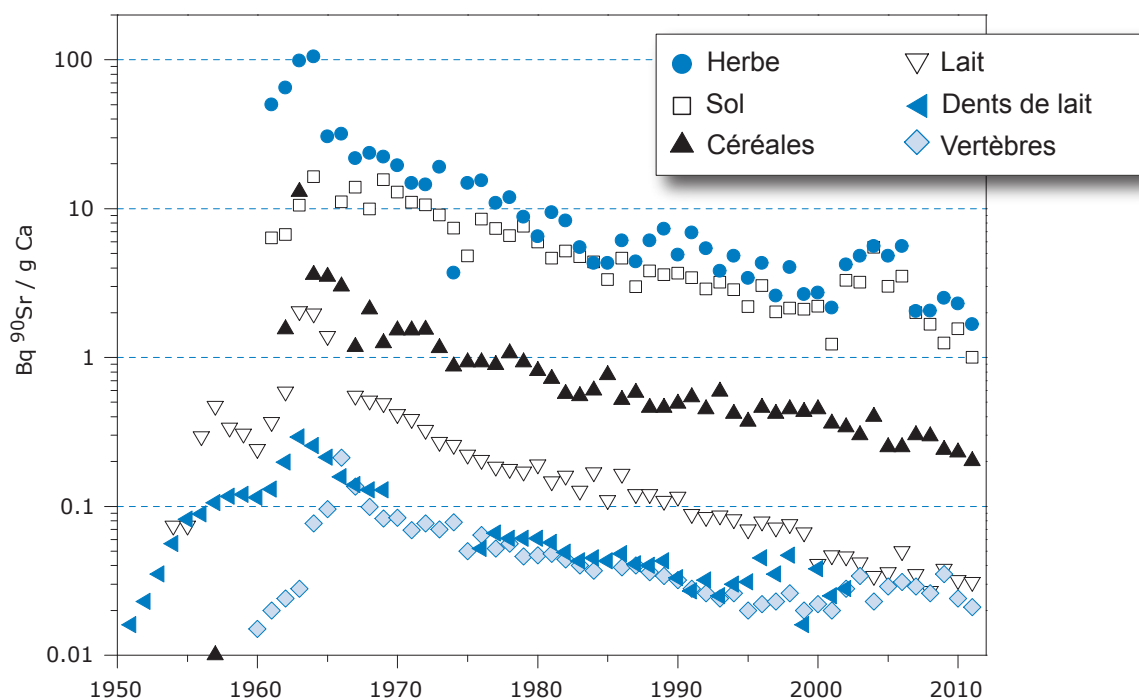


Figure 4:
 ^{90}Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2011.

humain comme le calcium dans les os et les dents. 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 en ^{90}Sr . La formation des dents de lait débute, quant à elle, dans les mois qui précèdent la naissance et se poursuit durant la période d'allaitement. La mesure du strontium s'effectue lorsque la dent de lait tombe d'elle-même. Elle donne une indication rétroactive de la contamination de la chaîne alimentaire de la mère à l'époque de la naissance de l'enfant. Les valeurs de strontium mesurées dans les dents de lait (figure 4) sont donc répertoriées en fonction de l'année de naissance de l'enfant. Ceci explique que les courbes relatives aux dents de lait et au lait montrent une évolution pratiquement parallèle.

Evaluation

Risque sanitaire associé à l'exposition à des sources artificielles de radioactivité dans l'environnement resté faible

En dépit de l'accident survenu dans la centrale nucléaire japonaise de Fukushima Dai-ichi, les concentrations radioactives dans l'environnement en Suisse et les doses d'irradiation de la population dues aux sources de rayonnement artificielles sont restées en 2011, comme les années précédentes, nettement inférieures aux limites légales; le risque sanitaire correspondant peut donc être considéré comme faible.

Il existe des différences régionales de répartition de la radioactivité naturelle et artificielle dans l'environnement. Si la radioactivité naturelle est essentiellement influencée par la géologie, la part de radioactivité artificielle, comme conséquence des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, est, elle aussi, distribuée de manière inhomogène sur le territoire suisse. Le ^{137}Cs radioactif de Tchernobyl a par exemple principalement été déposé au Tessin où il est encore présent dans de nombreux échantillons, ainsi que, dans une moindre mesure, sur les reliefs jurassiens et dans certaines parties du nord-est de la Suisse. Les concentrations mesurées diminuent régulièrement depuis 1986.

Notons que, globalement, les concentrations radioactives mesurées en Suisse après l'accident de Fukushima ont été 1'000 à 10'000 fois plus faibles que celles qui avaient été enregistrées sur notre territoire en 1986 après l'accident de Tchernobyl et ont atteint, au maximum, 0.08% (concentration totale du ^{131}I dans l'air) des valeurs limites d'immission fixées dans l'OraP. Quelques mois après leur apparition, les traces de radioactivité issues des retombées de cet accident n'étaient plus mesurables en Suisse dans l'environnement.

Dans le cadre de la surveillance du voisinage des centrales nucléaires, des centres de recherche et des industries travaillant avec des substances radioactives, des traces d' ^{41}Ar (CERN) ainsi que des concentrations plus élevées de ^{14}C (centrales nucléaires) ou de tritium (industries de traitement du tritium) ont, entre autres, pu être décelées en 2011 dans l'environnement. Les rejets à l'origine de la présence (accrue) de ces radionucléides se sont toutefois situés en-dessous des valeurs autorisées et n'ont entraîné aucun dépassement des valeurs limites d'immissions. Les conséquences radiologiques liées au fonctionnement de ces installations pour la population avoisinante sont donc restées très faibles. Les traces de radioactivité artificielle décelée témoignent de l'efficacité des programmes de surveillance mis en œuvre.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



2

Strahlendosen Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	29
Einführung	29
Strahlendosen der Bevölkerung	29
Strahlenbelastung durch Radon	30
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	30
Terrestrische und kosmische Strahlung	30
Radionuklide in der Nahrung	30
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	30
Berufliche Strahlenexposition	30
2.2 Doses de rayonnements	31
Introduction	31
Doses de rayonnements subies par la population	31
Doses de rayonnement dues au radon	32
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	32
Rayonnement terrestre et rayonnement cosmique	32
Radionucléides dans les aliments	32
Autres sources de rayonnement (artificielles)	33
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	33



2.1 Strahlendosen

P. Steinmann , S. Estier

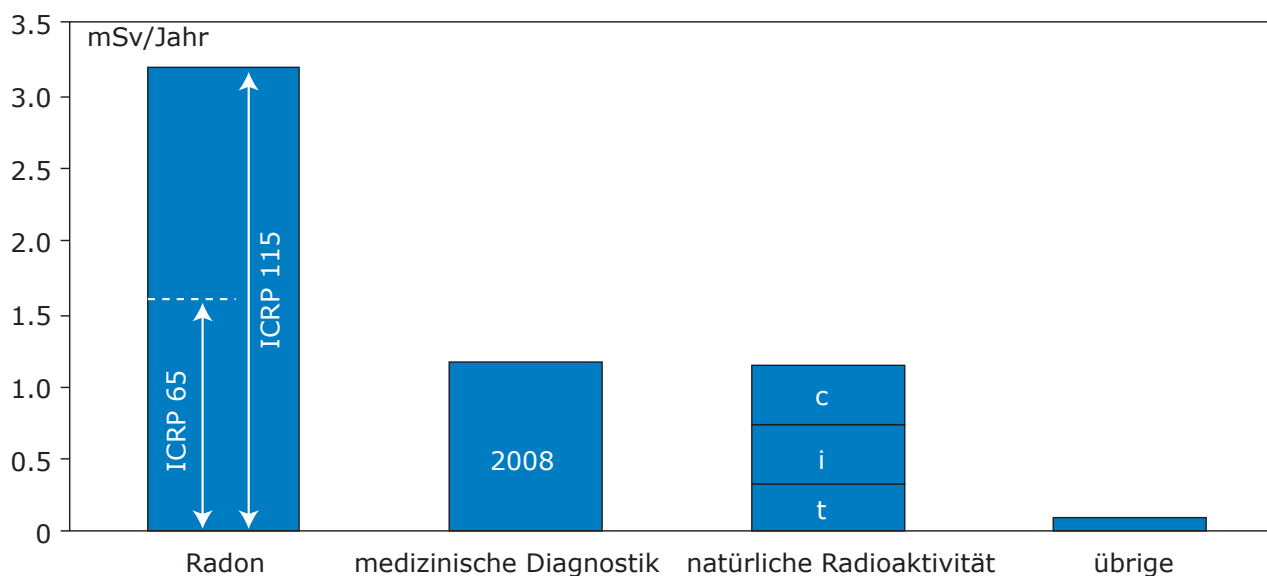
Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Einführung

Der grösste Anteil an der Strahlenbelastung der Bevölkerung stammt vom Radon in Wohn- und Arbeitsräumen sowie von medizinischen Untersuchungen. Die Bevölkerung ist von diesen Strahlungsquellen unterschiedlich stark betroffen. Bei Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, gab es mit wenigen Ausnahmen keine Überschreitung der Grenzwerte.

Strahlendosen der Bevölkerung

Die drei wichtigsten Ursachen für die Strahlenbelastung der Bevölkerung sind Radon (in Innenräumen), die medizinische Diagnostik sowie die natürliche Strahlung (Abb. 1). Für alle künstlichen Strahlenexpositionen (ohne Medizin) gilt für die allgemeine Bevölkerung ein Dosisgrenzwert von 1 mSv pro Jahr. Die berufliche Strahlenbelastung, insbesondere für Junge und Schwangere, ist durch besondere Bestimmungen geregelt.



Figur 1:

Durchschnittliche Strahlendosen der Schweizer Bevölkerung in [mSv pro Jahr pro Person]. Die Belastung durch Radon muss nach der neuen Beurteilung durch die ICRP (ICRP 115, 2010) deutlich höher eingeschätzt werden als zuvor (ICRP 65). Der Wert für die medizinische Diagnostik beruht auf der Erhebung von 2008. Die natürliche Exposition setzt sich aus terrestrischer Strahlung (t), Inkorporation (i) und kosmischer Strahlung (c) zusammen. Zu "übrige" gehören Kernkraftwerke und Forschungsanstalten sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt.

Strahlenbelastung durch Radon

Radon-222 und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen liefern den grössten Dosisbeitrag für die Bevölkerung. Diese Nuklide gelangen über die Atemluft in den Körper. Die internationale Strahlenschutzkommission ICRP schätzt das Lungenkrebsrisiko aufgrund von Radon etwa doppelt so hoch ein wie in den Jahren zuvor (ICRP 115, 2010). Folglich muss die durchschnittliche "Radondosis" für die Schweizer Bevölkerung auch nach oben korrigiert werden. Sie beträgt neu etwa 3.2 mSv pro Jahr statt den 1.6 mSv, die mit den alten Dosisfaktoren aus der Publikation ICRP 65 geschätzt wurden. Die Radonbelastung der Bevölkerung ist nicht einheitlich. Der angegebene Mittelwert leitet sich aus der durchschnittlichen Radonkonzentration von 75 Bq/m³ ab. Messungen zeigten aber Fälle mit einer viel höheren Radonkonzentration in der Raumluft (vgl. auch Kapitel 10 in diesem Bericht).

Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die Dosis aufgrund medizinischer Anwendungen (Röntgendiagnostik) beträgt auf die gesamte Bevölkerung umgerechnet 1.2 mSv pro Jahr pro Person (Auswertung der Erhebung 2008, siehe Kapitel "Strahlenschutz in Medizin und Forschung" in diesem Bericht). Mehr als zwei Drittel der jährlichen kollektiven Strahlendosis in der Röntgendiagnostik werden durch computertomografische Untersuchungen verursacht. Wie beim Radon ist die Belastung durch die medizinische Diagnostik ungleichmässig verteilt. Rund zwei Drittel der Bevölkerung erhalten praktisch keine Dosis durch Diagnostik, bei einigen wenigen Prozenten der Bevölkerung sind es mehr als 10 mSv.

Terrestrische und kosmische Strahlung

Die Dosis aufgrund der terrestrischen Strahlung (d. h. Strahlung aus Boden und Fels) macht im Mittel 0.35 mSv jährlich aus und hängt von der Zusammensetzung des Untergrundes ab. Die Dosis durch kosmische Strahlung beträgt im Mittel etwa 0.4 mSv pro Jahr. Die kosmische Strahlung nimmt mit der Höhe über Meer zu, da sie von der Lufthülle der Erde abgeschwächt wird. In 10 km Höhe ist die kosmische Strahlung rund 100-mal stärker als auf 500 m über Meer. Aus diesem Grund ergibt ein Überseeflug (retour) eine Exposition von typischerweise rund 0.06 mSv. Für das Flugpersonal können es bis einige mSv pro Jahr sein.

Radionuklide in der Nahrung

Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den menschlichen Körper und führen zu Dosen von rund 0.35 mSv. Das ⁴⁰K im Muskelgewebe liefert mit rund 0.2 mSv den grössten Beitrag. Weitere Radionuklide in der Nahrung stammen aus den natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium. Auch künstliche Radionuklide kommen in der Nahrung vor; hauptsächlich die Nuklide ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr von den Kernwaffenversuchen der 1960er-Jahre und vom Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die jährlichen Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergeben heute Dosen durch aufgenommenes ¹³⁷Cs von weniger als einem Tausendstel mSv pro Jahr.

Übrige (künstliche) Strahlenquellen

Zu den bisher erwähnten Strahlendosen kommt ein geringer Beitrag von ≤ 0.1 mSv pro Jahr aus den Strahlenexpositionen durch Kernkraftwerke, Industrie, Forschung, Medizin, Konsumgütern und Gegenständen des täglichen Lebens sowie der künstlichen Radioisotope in der Umwelt. Der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 und den oberirdischen Kernwaffenversuchen (1960er-Jahre) machen heute nur noch wenige Hundertstel mSv pro Jahr aus. Die Dosis durch die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen nach dem Reaktorunfall in Fukushima ist in der Schweiz vernachlässigbar (vgl. Kapitel 4.1). Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken, aus dem PSI und dem CERN ergeben bei Personen, die in unmittelbarer Nähe wohnen, Dosen von höchstens einem Hundertstel mSv pro Jahr.

Berufliche Strahlenexposition

Im Berichtsjahr waren in der Schweiz ca. 81'000 Personen beruflich strahlenexponiert. Im Rahmen seiner Aufsichtstätigkeit untersucht das BAG in den Bereichen Medizin und Forschung alle Ganzkörperdosen über 2 mSv im Monat sowie alle Extremitätendosen über 10 mSv. Die meisten erhöhten Dosen gab es in den dosisintensiven Bereichen Nuklearmedizin und interventionelle Radiologie. Eine ausführliche Statistik ist dem Jahresbericht "Dosi-metrie der beruflich strahlenexponierten Personen in der Schweiz" zu entnehmen, der im Frühling 2012 auf der BAG-Website publiziert wird.

2.2 Doses de rayonnements

P. Steinmann, S. Estier

Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Berne

Introduction

La plus grande partie de l'exposition aux rayonnements de la population est due au radon dans les habitations et les lieux de travail, ainsi qu'aux examens médicaux. L'exposition à ces sources varie largement d'un individu à l'autre. Par ailleurs, on n'a pas observé, à l'exception de quelques cas, de dépassement des limites de dose chez les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession.

Doses de rayonnements subies par la population

Le radon (domestique), le diagnostic médical ainsi que la radioactivité naturelle sont les trois principales composantes de la dose de rayonnement subie par la population (fig. 1). En ce qui concerne la population en général, la valeur limite de dose pour le rayonnement artificiel (applications médicales exceptées) est fixée à 1 mSv par an. L'exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel, en particulier des personnes jeunes et des femmes enceintes, est réglementée par des dispositions spécifiques.

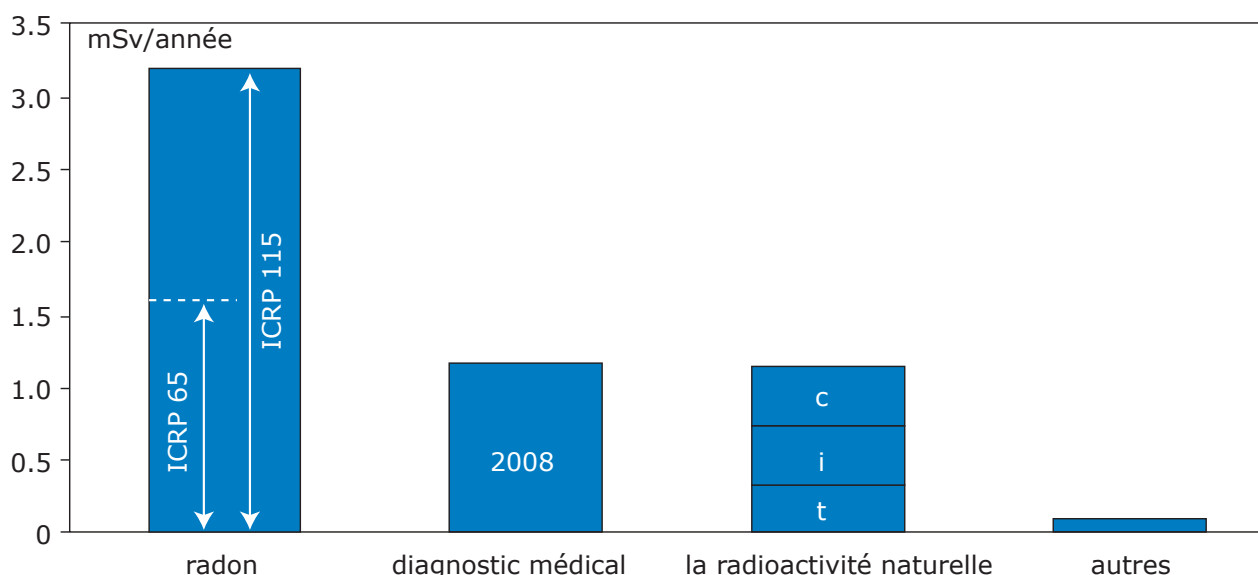


Figure 1:

Doses moyennes de rayonnement reçues par la population suisse en [mSv/an/personne]. La dose inhérente au radon (calculée sur la base de l'ICRP 65) est sensiblement revue à la hausse après la nouvelle évaluation de la CIPR (ICRP 115, 2010). La dose induite par le radiodiagnostic médical se base sur l'enquête de 2008. La dose provenant de la radioactivité naturelle résulte du rayonnement terrestre (t), de l'incorporation (i) et du rayonnement cosmique (c). La rubrique "autres" englobe les centrales nucléaires, les instituts de recherche ainsi que les radioisotopes artificiels présents dans l'environnement.

Doses de rayonnement dues au radon

Le radon-222 et ses descendants radioactifs dans les locaux d'habitation et de travail constituent la majeure partie de la dose de rayonnement reçue par la population. Ces radionucléides pénètrent dans le corps par l'air respiré. La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) estime que le risque de cancer du poumon dû au radon est environ deux fois plus élevé que lors de son évaluation précédente (ICRP 115, 2010). En conséquence, la dose radon moyenne à laquelle la population suisse est exposée doit être corrigée vers le haut. Elle s'élève maintenant à 3.2 mSv par an au lieu de 1.6 mSv, valeur qui avait été calculée sur la base des anciens facteurs de dose figurant dans la publication 65 de la CIPR. A noter toutefois que la dose de rayonnement due au radon n'est pas la même partout. La valeur moyenne est calculée à partir de la concentration moyenne en radon, à savoir 75 Bq/m³. Or, les mesures effectuées ont montré que, dans certains cas, la concentration de radon atteint des niveaux nettement supérieurs dans l'air ambiant (cf. chapitre 10 consacré au radon dans le présent rapport).

Doses de rayonnement dues au diagnostic médical

La dose moyenne reçue par la population par le biais d'applications médicales (diagnostic radiologique) est d'environ 1.2 mSv par an et par personne (évaluation de l'enquête de 2008, voir le chapitre "Radioprotection dans la médecine et dans la recherche"). Plus des deux tiers de la dose collective annuelle en radiodiagnostic sont dus aux examens de tomodensitométrie. Comme dans le cas du radon, l'exposition par le diagnostic médical est très inégalement répartie sur la population. Les deux tiers environ des individus ne reçoivent pratiquement aucune dose associée au diagnostic et, pour un faible pourcentage de la population, la dose excède 10 mSv.

Rayonnement terrestre et rayonnement cosmique

Le rayonnement terrestre, c'est-à-dire le rayonnement provenant du sol et des roches, induit une dose moyenne de 0.35 mSv/an et dépend de la composition du sol. La dose associée au rayonnement cosmique s'élève en moyenne à 0.4 mSv par an. Le rayonnement cosmique augmente avec l'altitude, car il est atténué par l'atmosphère terrestre. A 10'000 mètres d'altitude, le rayonnement cosmique est environ 100 fois plus élevé qu'à 500 mètres. Ainsi un vol transatlantique (aller-retour) représente une dose d'environ 0.06 mSv. Pour le personnel navigant, la dose peut atteindre quelques mSv par an.

Radionucléides dans les aliments

Des radionucléides naturels sont également assimilés dans le corps humain par l'intermédiaire de l'alimentation et occasionnent une dose moyenne d'environ 0.35 mSv/an, la contribution la plus importante provenant du ⁴⁰K fixé dans les tissus musculaires (env. 0.2 mSv). En plus du ⁴⁰K, les aliments contiennent des radionucléides issus des séries de désintégration naturelle de l'uranium et du thorium. On y trouve aussi des radionucléides artificiels, principalement le ¹³⁷Cs et le ⁹⁰Sr, qui proviennent des retombées des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl, survenu en avril 1986. Les mesures au corps entier réalisées chaque année sur des collégiens ont montré que les doses occasionnées par l'incorporation du ¹³⁷Cs étaient inférieures à un millièème de mSv/an.

Autres sources de rayonnement (artificielles)

Aux doses de rayonnement mentionnées précédemment, vient s'ajouter une faible contribution, évaluée à ≤ 0.1 mSv/an, qui comprend l'irradiation due aux centrales nucléaires, aux industries, à la recherche et à la médecine, aux biens de consommation et aux objets usuels ainsi qu'aux radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement. Notons que les doses occasionnées par les retombées de l'accident du réacteur de Tchernobyl, survenu en avril 1986, ainsi que par celles des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 1960, ne représentent plus aujourd'hui que quelques centièmes de mSv par an. La dose associée à la dispersion de substances radioactives après l'accident de Fukushima est négligeable en Suisse (voir chapitre 4.1). Les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses, du PSI ou du CERN, et qui sont attribuables aux substances radioactives émises par ces installations dans l'air et dans les eaux usées, atteignent, au maximum, un centième de mSv/an.

Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel

En Suisse, environ 81'000 personnes ont été exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession durant l'année sous revue. Dans les secteurs de la médecine et de la recherche, l'OFSP effectue une analyse en cas de dépassement de 2 mSv pour la dose mensuelle au corps entier, respectivement de 10 mSv pour la dose mensuelle aux extrémités. C'est dans les domaines de la médecine nucléaire et de la radiologie interventionnelle que les doses élevées ont été les plus nombreuses. Une statistique détaillée figure dans le rapport annuel "Dosimétrie des personnes exposées aux radiations dans l'exercice de leur profession en Suisse", qui sera publié sur le site Internet de l'OFSP au printemps 2012.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



3

Externe Strahlung Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	37
Résultats in situ 2011	38
Conclusions	40
3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	41
Zusammenfassung	41
Übersicht	42
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2011	43
Qualitätssicherung	44
3.3 Aeroradiometrische Messungen	47
Zusammenfassung	47
Einleitung	47
Messungen und Messresultate 2011	48



3.1

Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Bern

Résumé

En 2011, 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 atmosphériques et de l'accident 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 2011 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

Introduction

Le suivi permanent de l'exposition ambiante repose en Suisse sur les réseaux NADAM (échelle nationale) et MADUK (voisinage des installations nucléaires). L'objectif de ces réseaux en alerte 24h sur 24 est de signaler des augmentations anormales de l'exposition ambiante. Ces mesures, comme celles des dosimètres à thermoluminescence, recensent l'exposition ambiante globale sans permettre d'en distinguer les composantes individuelles. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons s'orientent, quant à elles, avant tout sur la mise en évidence de traces de radionucléides. Les résultats ont un caractère très ponctuel et ne renseignent pas sur l'exposition ambiante. Pour combler cette lacune, les laboratoires mobiles de l'OFSP (Section URA, Bern), de l'IFSN (Villigen), du Laboratoire de Spiez et de l'IRA (Lausanne) misent sur la spectrométrie gamma directe sur site (in situ). En effet, cette méthode possède l'avantage de permettre l'identification des radionucléides (émetteurs gamma) présents sur le site, d'estimer leurs activités et de calculer leur contribution individuelle à l'exposition du public. La spectrométrie gamma in situ informe ainsi de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte.

Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base largement sur les recommandations ICRU¹, notamment pour la détermination de l'activité des radionucléides présents sur le site. Les coefficients de conversion permettant l'évaluation des diverses contributions au débit d'exposition à partir des concentrations radioactives dans le sol ont par contre été revus par rapport à ceux de la publication ICRU 53, car ils ne correspondaient plus aux standards actuels. En effet, la grandeur dosimétrique de référence pour la détermination de l'exposition du public (irradiation externe) est aujourd'hui l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, exprimé en [nSv/h], et non plus le débit de kerma dans l'air, en [nGy/h]. Les nouveaux coefficients de conversion utilisés au laboratoire de l'OFSP sont détaillés plus bas.

Lors d'une mesure sur le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ global est mesuré simultanément sur le site à l'aide d'une chambre d'ionisation. L'analyse du spectre gamma in situ permet tout d'abord d'identifier les différents radionucléides naturels et artificiels présents sur le site puis, en se référant à la publication ICRU 53, de calculer leur concentration radioactive respective dans le sol en [Bq/kg] ou [Bq/m²], pour peu que la distribution de chacun d'eux soit connue (déposition en surface, distribution homogène des radionucléides dans le sol, décroissance exponentielle, etc.).

L'étape suivante consiste à évaluer les contributions individuelles au débit de dose ambiant des divers radionucléides identifiés sur le spectre in situ à partir de leur concentration radioactive calculée précédemment. Les facteurs de conversion de l'activité spécifique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ utilisés par notre laboratoire pour les séries de l'²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, sont résumés dans le tableau 1. Ces coefficients ont été publiés dans un journal scientifique de référence en 2007² et ont été validés en 2009 par le groupe d'experts en dosimétrie de la Commission fédérale de Protection contre les radiations et de surveillance de la Radioactivité (CPR) dans le document «Recommandations concernant l'utilisation des facteurs de conversion $H^*(10)$ pour la mesure du débit d'équivalent de dose ambiant par spectrométrie in situ»³.

La contribution d'origine naturelle au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ s'obtient par sommation des composantes locales du rayonnement terrestre (⁴⁰K, séries ²³⁸U et ²³²Th), évaluées pour une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, avec la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site. Notons que la formule permettant de calculer la contribution du rayonnement cosmique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ a également dû être adaptée par rapport à celle anciennement utilisée pour le débit de kerma dans l'air⁴, et s'écrit :

$$H^*(10)_{\text{cosm}} [\text{nSv/h}] = 37 \cdot \exp(0.38 \cdot Z)$$

où Z est l'altitude en km.

Pour connaître la contribution des radionucléides artificiels au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, deux approches sont possibles. La première consiste à soustraire la contribution d'origine naturelle, calculée précédemment, à la valeur globale de $H^*(10)$ mesurée par chambre d'ionisation. Cette démarche ne fournira que la contribution artificielle globale au débit d'équivalent de dose ambiant, mais possède l'avantage de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol. Si par contre, la distribution dans le sol de chacun des radionucléides artificiels présents sur le site est connue, on choisira plutôt de calculer leur contribution respective à l'exposition à partir de leur concentration radioactive dans le sol.

La somme des contributions naturelles et artificielles calculées à partir des spectres in situ est finalement comparée à la valeur globale mesurée avec la chambre d'ionisation, afin d'évaluer la fiabilité de la méthode de reconstitution.

Tableau 1 :

Facteurs de conversion de l'activité spécifique en débit d'équivalent de dose ambiant $H^(10)$ utilisés par l'OFSP pour les séries naturelles de l'²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol².*

Nucléide	[nSv·h ⁻¹ /Bq·kg ⁻¹]
Série ²³⁸ U (total)	0.564
Série ²³² Th (total)	0.749
⁴⁰ K	0.0512
¹³⁷ Cs	0.192

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

2 Lemercier et al., «Specific Activity to $H^*(10)$ conversion coefficients for in situ gamma spectrometry», Radiation Protection Dosimetry (2008), Vol 128, No. 1, pp.83-89. Advance Access publication 17 October 2007.

3 <http://www.bag.admin.ch/ksr-cpr/04340/04784/04843/index.html?lang=fr>

4 Radioprotection, vol. 22 n° 3, pages 231-239, 1987.

Résultats in situ 2011

En 2011, les examens in situ ont été réalisés principalement au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

Les contributions respectives au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ des différents radionucléides identifiés par spectrométrie gamma in situ (descendants compris pour les séries naturelles) sont représentées sur les figures 1 à 3 pour les principaux sites suisses examinés en 2011. 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 les radionucléides détectés au voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi que leurs contributions au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ ne se distinguent pas de manière significative de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau Suisse comme Fribourg, Berne ou St-Prex.

Cette méthode a toutefois permis de mettre en évidence la présence d' ^{41}Ar dans l'enceinte du CERN. En effet, une concentration de 1.3 Bq d' ^{41}Ar par m^3 d'air environnant a pu être mesurée à la Rue Booster, sur le site de Meyrin. Comme détaillé au chapitre 8.7, cette valeur représente environ 0.8 % de la valeur limite d'immissions définie dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP). Comme l'illustre également la figure 2, l'impact radiologique de ce radionucléide de très courte période (1.8 h) est minime, mais de tels exemples permettent d'attester la pertinence et la fiabilité de la méthode.

Pour tous les autres sites examinés, le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence en 2011 est le ^{137}Cs . Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs , issue des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de l'accident de Tchernobyl, est toujours clairement visible, mais les valeurs mesurées ne représentent pas de danger pour la santé du public.

Pour tous les sites examinés, les différences entre reconstruction in situ et mesures globales par chambre d'ionisation sont restées inférieures à 10%, attestant ainsi que les résultats obtenus par cette méthode traduisent bien la réalité.

Notons encore que les mesures au Tessin et dans le canton de Fribourg ont été effectuées début avril 2011 soit juste après l'arrivée en Suisse des masses d'air contenant des traces de radioisotopes émis à Fukushima. Comme le démontre la série temporelle des mesures à Caslano (figure 4), la déposition de radioactivité au sol après l'accident de Fukushima a été trop faible en Suisse pour être détectée par spectrométrie gamma in situ.

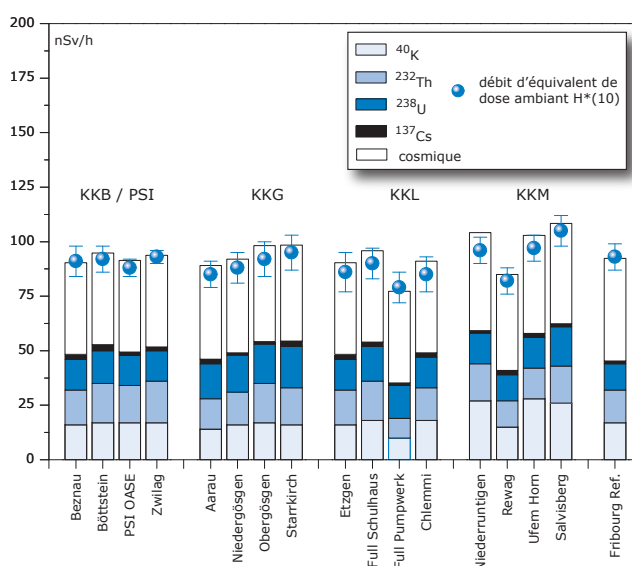


Figure 1:

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2011. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

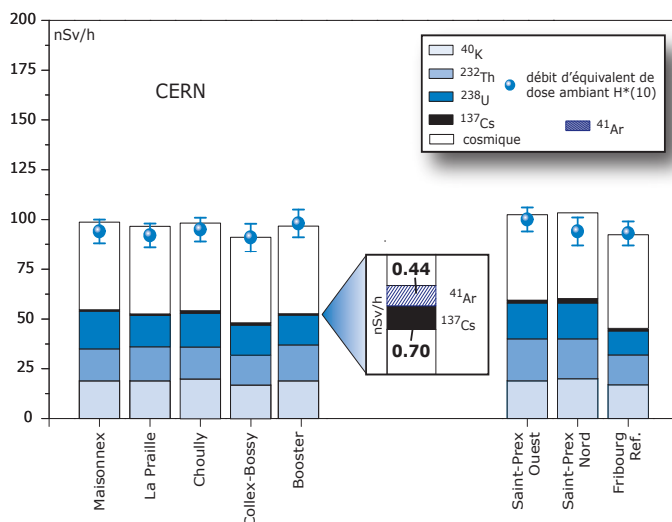


Figure 2: Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2011 au voisinage du CERN, à St-Prex/VD ainsi qu'au point de référence de Fribourg. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

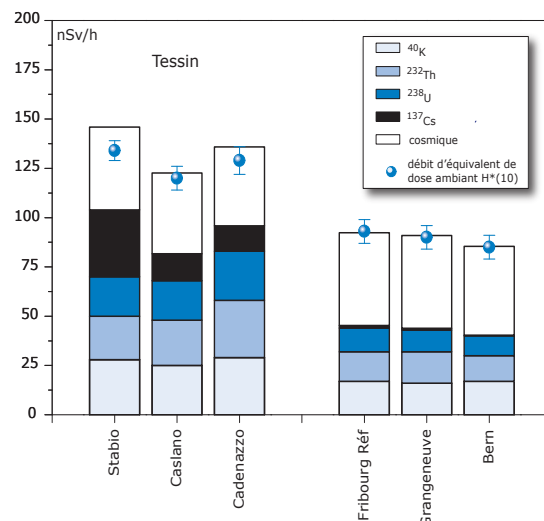


Figure 3: Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2011 au Tessin, ainsi qu'à Berne et dans le canton de Fribourg. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

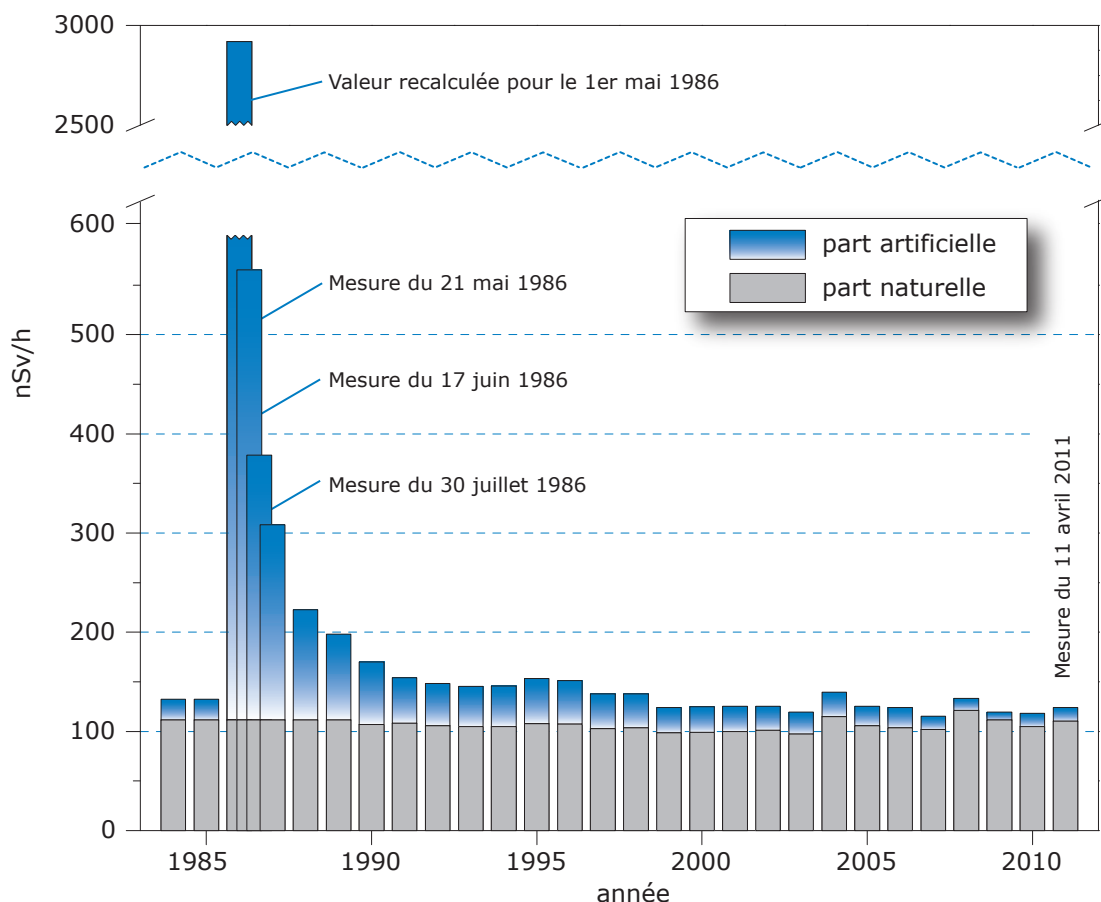


Figure 4: Evolution des parts naturelle et artificielle au débit de dose à Caslano/TI déterminées sur la base des mesures par spectrométrie gamma in situ effectuées de 1986 à 2011.

ISIGAMMA 2011

Un exercice international d'intercomparaison en spectrométrie gamma in situ, organisé conjointement par l'OFSP, l'IFSN et le Laboratoire de Spiez, s'est déroulé du 19 au 23 septembre 2011 dans la région de Davos/GR. Cet exercice, qui a réuni une centaine de spécialistes (figure 5) du domaine provenant d'Allemagne, d'Autriche, de France, de Hongrie, d'Italie, de Slovaquie, de Slovénie, de Suisse ainsi que de République tchèque a permis de comparer les différentes méthodes et équipements utilisés ainsi que de très intéressants échanges d'expérience. L'OFSP, l'IFSN et le laboratoire de Spiez, en tant qu'organisateur, n'ont toutefois pu prendre part aux mesures. Plus d'informations sur l'événement ainsi que le rapport des résultats de l'exercice sont disponibles à l'adresse : www.isigamma.ch

Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2011 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).

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'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation. Même si les concentrations plus élevées de ^{137}Cs dues aux retombées de Tchernobyl sont toujours plus importantes au Tessin et localement dans les régions montagneuses par rapport au plateau Suisse, les résultats, en termes d'exposition du public, n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population.



Figure 5:
ISIGAMMA 2011 Davos.

3.2

Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

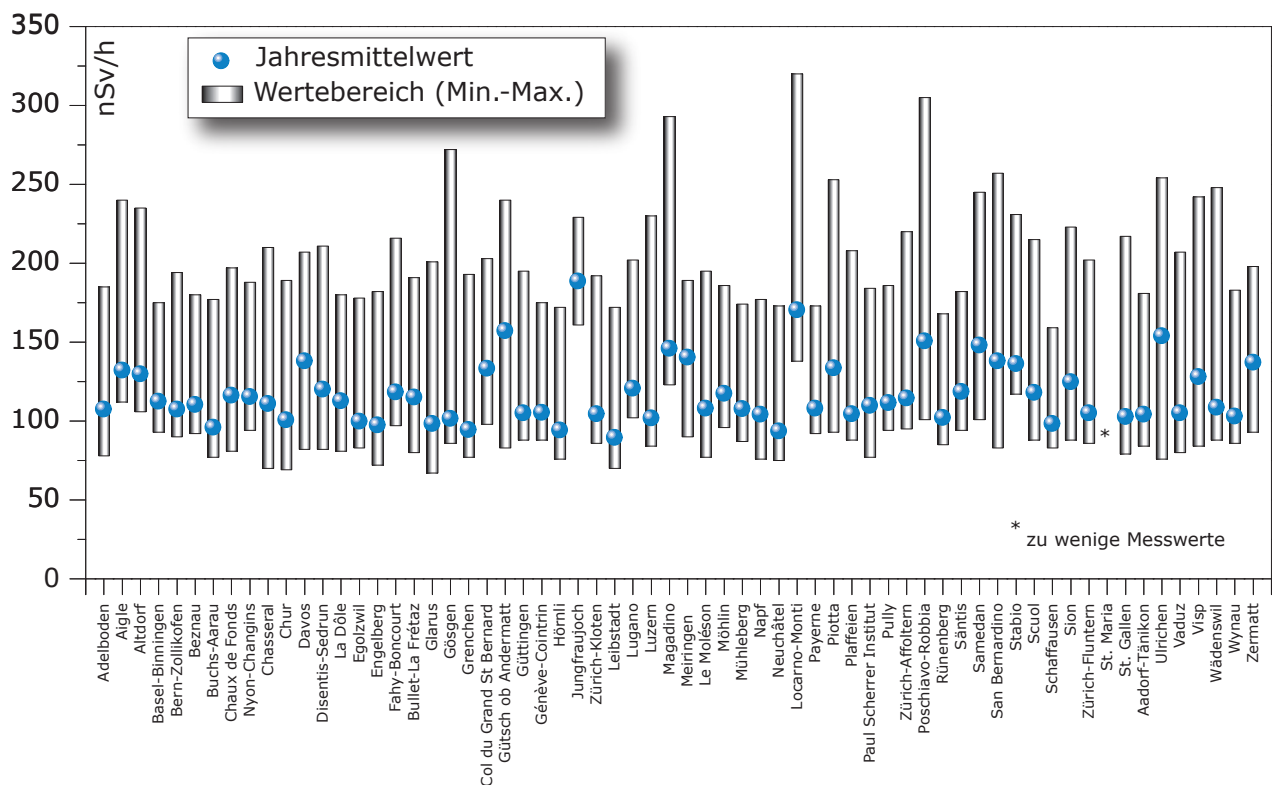
Cristina Danzi, Franziskus StoffelNationale Alarmzentrale NAZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS,
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

Zusammenfassung

Das Netz für die automatische Dosisleistungsalarmierung und -messung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz. Das Netz besteht aus 64 Stationen (Stand 31.12.2011), die über die ganze Schweiz verteilt sind. Alle Stationen messen in 10 Minuten Intervallen die γ -Ortsdosisleistung (ODL).

Um das schweizerische Gebiet noch besser abzudecken, wurden im Jahr 2011 zwei neue Stationen (Meiringen und Santa Maria) gebaut und in Betrieb genommen.

Im Jahr 2011 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

**Figur 1:**

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2011 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Erfahrungsbereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen 10-Minuten-Wert der Sonde im Jahr 2011. Die Station Meiringen ist fett markiert, da sie im Verlauf von 2011 neu in Betrieb genommen wurde. Bei dieser Station sind die 10-Minuten Werte (Maximum, Minimum und Mittelwert) nicht unbedingt repräsentativ, weil sie nicht das ganze Jahr im Betrieb war. Die Station St. Maria ist nicht dargestellt, da sie erst seit dem 15. Dezember Messwerte liefert.

Übersicht

Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 64 über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 31.12.2011) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

Die ODL-Werte der NADAM-Sonden werden zweimal täglich auf der Internetseite der NAZ (www.naz.ch) publiziert. Unter der Rubrik «Aktuell» können die Stundenmittelwerte der letzten drei Tage sowie die Tagesmittelwerte vom Vortag abgerufen werden.

Das NADAM-Netz dient auch als Frühwarnsystem. Bei Überschreitung der Alarmschwelle ($1 \mu\text{Sv/h}$) wird in der NAZ sofort eine Alarmmeldung an das Pikett der NAZ ausgelöst. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt das NADAM-Netz die NAZ bei der Bestimmung des betroffenen Gebietes und der Beurteilung der allfällig notwendigen Massnahmen.

Zwischen 2005 und 2009 wurde eine umfangreiche Erneuerung des NADAM-Netzes durchgeführt. Dabei wurden die Stationen dem heutigen Stand der Technik angepasst und mit neuen Messsonden ausgerüstet. Die neuen Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Dadurch erhöht sich die Genauigkeit der Messun-

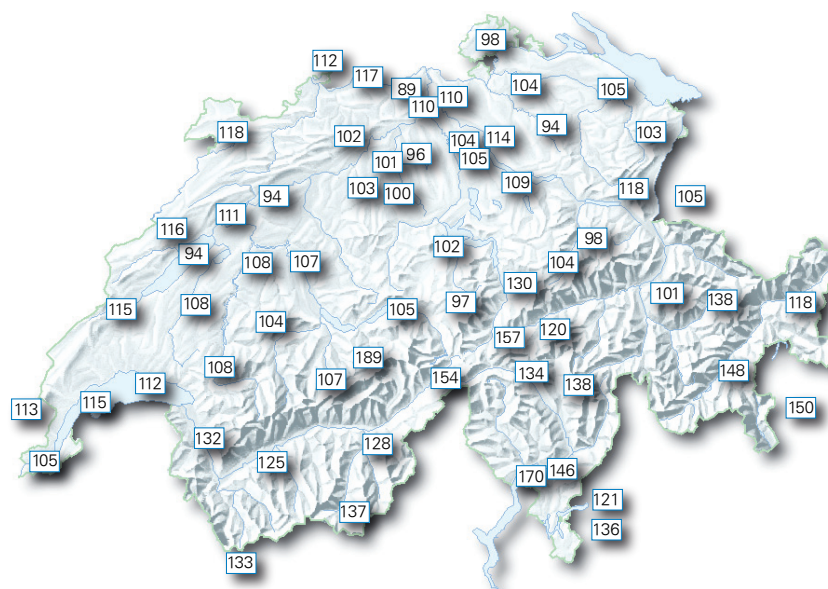
gen im Untergrundsbereich. Der Messbereich wird auch wesentlich grösser ($10 \text{ nSv/h} - 10 \text{ Sv/h}$) und deckt nun die ganze Spannweite bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach einem A-Waffeneinsatz zu messen wären. Weitere Verbesserungen ergeben sich bei der Eichung der einzelnen Sonden, bei der direkten Berechnung von Impuls/Sekunde auf $\mu\text{Sv/h}$, und beim Abzug des Eigeneffekts. Dieser ist vom Hersteller für jede Sonde einzeln gemessen worden und wird automatisch vom Messwert subtrahiert.

Im Verlauf des Jahres 2011 konnten die letzten beiden alten NADAM-Stationen abgelöst werden: die Station Hinterrhein wurde am 20. Juli 2011 definitiv ausser Betrieb genommen, ihre Aufgabe übernimmt die seit 2008 bestehende Station, San Bernardino (in Luftlinie ungefähr 7 km entfernt). Die NADAM-Station PSI wurde auf eine neue Sonde umgerüstet und liefert seit 27. Juli 2011 wieder Messwerte.

Im Jahr 2011 wurden ausserdem zwei neue Stationen gebaut, nämlich Meiringen und Santa Maria. Für das Jahr 2012 sind weitere zwei neue Standorte geplant.

In der Berichtsperiode wurden nur vereinzelt technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung registriert.

Im Jahr 2011 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.



Figur 2:

Karte der Jahresmittelwerte, basierend auf allen 10-Min-Werten 2011 der NADAM-Sonden. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 89 und 189 nSv/h.

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2011

Übersichten der Jahresmittelwerte und der extremen 10-Minuten-Werte für die einzelnen Stationen sind in den Fig. 1 und 2 dargestellt.

Wie jedes Jahr wurden die bisherigen Erfahrungsbereiche anhand der aktuellen Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst. Der Erfahrungsbereich hilft bei der automatischen Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten, die unter der Schwelle von $1 \mu\text{Sv/h}$ liegen.

Eine detailliertere Analyse für die Station Samedan

Die natürlich bedingte Ortsdosisleistung wird vom Standort (geologischer Untergrund, Höhe über Meer) und von den meteorologischen Verhältnissen (Regen, Schneedecke) beeinflusst.

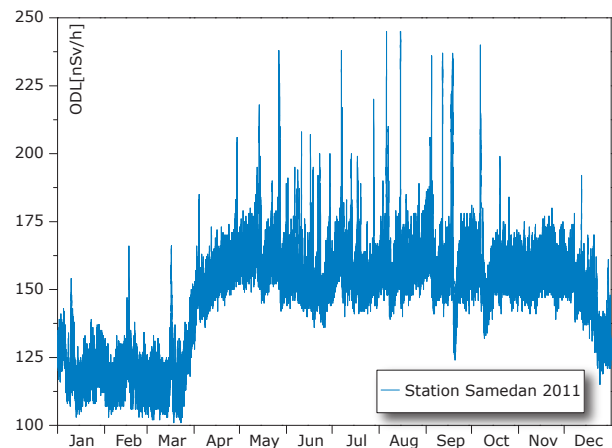
Der geologische Untergrund bestimmt den Beitrag der terrestrischen Strahlung zur Ortsdosisleistung. In alpinen Gebieten mit uran- und thoriumhaltigem Gestein ist der Anteil der natürlichen Radioaktivität im Boden höher als z.B. im Mittelland. Dies führt zu einer höheren terrestrischen Strahlung.

Die Höhe des Sondenstandortes über Meer bestimmt den kosmischen Anteil zur ODL. Je höher der Messstandort, desto weniger wird die kosmische Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt, d.h. desto grösser wird die Intensität der kosmischen Strahlung.

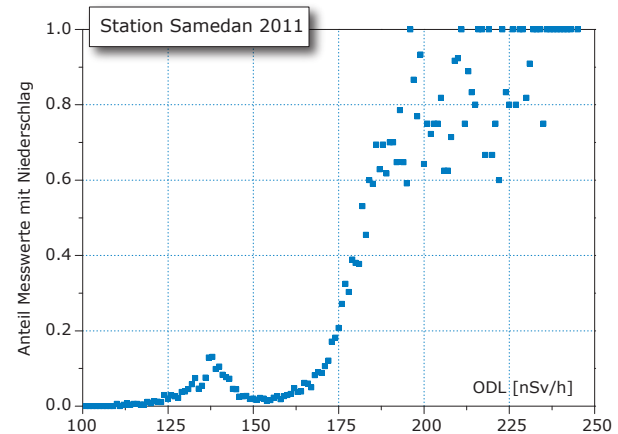
Die Beiträge der terrestrischen und der kosmischen Strahlung führen zu den regional beobachteten Unterschieden bei den Jahresmittelwerten.

Die Schwankungen des ODL-Verlaufs einer Station innerhalb eines Jahres reflektieren dann grösstenteils die variablen meteorologischen Verhältnisse am Standort (siehe Figur 3). In dieser Darstellung kann man die Einflüsse von Regen und Schnee auf die ODL-Daten gut erkennen. Einerseits sieht man, dass in den Wintermonaten die ODL-Werte durchschnittlich tiefer sind als in den Sommermonaten. Die Schneedecke schirmt die terrestrische Strahlung ab. Den gleichen Effekt erkennt man an den minimalen Tagesmittelwerten der Stationen Davos (-41% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Gütsch (-47%), San Bernardino (-40%) und Ulrichen (-51%) (Figur 1).

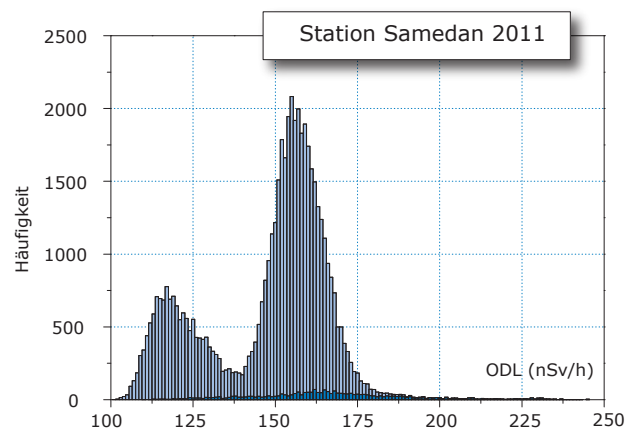
Andererseits beobachtet man einzelne Spitzen nach oben. Diese sind auf Niederschläge zurückzuführen, welche die Folgeprodukte des natürlich vorkom-



Figur 3: Zeitverlauf 10-Min-ODL-Werten der Station Samedan im Jahr 2011.



Figur 4: Korrelation zwischen 10-Min-ODL-Daten und dem Niederschlag. Die ODL-Daten über 190 nSv/h korrelieren in 60% - 100% der Fälle mit Niederschlägen.



Figur 5: Häufigkeitsverteilung von Messwerten; hellblau: alle Messwerte; dunkelblau: Messwerte während Niederschläge. Die beiden hellblauen Spitzen zeigen die am häufigsten gemessenen Werte im Winter (bei geschlossener Schneedecke) und im Sommer. Bei Regen werden vermehrt höhere Werte gemessen (Auswaschung von Radon-Folgeprodukten).

menden Radon (^{222}Rn) auswaschen und am Boden deponieren. Da die Folgeprodukte eine kurze Halbwertszeit haben, normalisieren sich die ODL-Werte innerhalb weniger Stunden wieder. Nach einer längeren Trockenperiode können die 10-Minuten-Werte der ODL bei Gewittern um bis zu einem Faktor zwei erhöht sein.

In Figur 4 ist die Korrelation der ODL-Daten mit dem Niederschlag dargestellt. Die ODL-Werte über 190 nSv/h korrelieren in 60% - 100% der Fälle mit Niederschlägen. Die ODL-Spitzen, die man in Figur 3 beobachtet, lassen sich damit sehr gut mit den Niederschlägen erklären. Der Niederschlagseffekt zeigt sich auch sehr gut in den maximalen 10-Minuten-Werten der Stationen Luzern (+126% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Magadino (+101%), Robbia (+103%) und Wädenswil (+128%) (Figur 1).

Figur 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der 10-Minuten ODL-Daten. Hellblau kennzeichnet die Verteilung aller ODL-Daten, dunkelblau nur diejenigen bei Niederschlägen (Schnee oder Regen).

Bei der hellblauen Kurve sind zwei lokale Maxima gut sichtbar. Das erste Maximum, das ungefähr bei 115 nSv/h liegt, entspricht dem häufigsten Wert an Tagen mit geschlossener Schneedecke. Das zweite Maximum (bei ungefähr 155 nSv/h) entspricht dem häufigsten Wert an Tagen ohne Schneedecke.

Die dunkelblaue Kurve zeigt den Effekt der Niederschläge nochmals gut auf: die höchsten ODL-Messwerte wurden während Niederschlagsperioden gemessen.

NADAM-Werte während des radiologischen Unfalls in Fukushima Daiichi

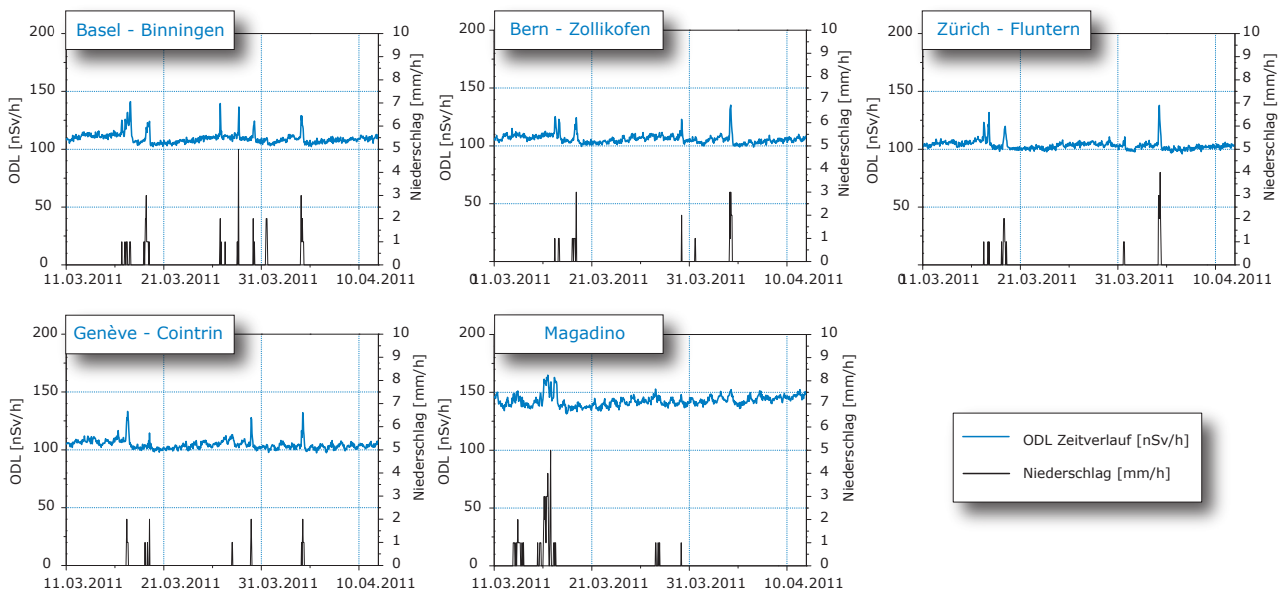
Am 11. März 2011 wurde das Kernkraftwerk Fukushima-Daiichi durch ein starkes Erdbeben der Magnitude 9 und anschliessende Tsunamis schwer beschädigt. In den ersten Tagen nach der Katastrophe sind grosse Mengen Radioaktivität in die Umgebung freigesetzt worden.

Obwohl Japan ca. 10'000 km von der Schweiz entfernt ist, hat man mit hochempfindlichen Geräten in der Schweiz Spuren der freigesetzten radioaktiven Substanzen in der Luft nachgewiesen. In den ODL-Zeitverläufen hat man jedoch keine Erhöhung festgestellt (Figur 6). Die Luftkontaminationen waren zu gering. Alle Erhöhungen im fraglichen Zeitpunkt lassen sich durch die Auswaschung von Radon-Folgeprodukten während Niederschlägen erklären.

Qualitätssicherung

Die neuen Sonden sind vom Hersteller typengeprüft und wurden durch das Institut universitaire de radiophysique appliquée in Lausanne (IRA) geeicht. Im Einverständnis mit der Aufsichtsbehörde wurde die Gültigkeit des Eichzertifikats auf fünf Jahre festgelegt.

Die Sonden werden jährlich getestet und mindestens alle fünf Jahre geeicht. Die jährlichen Sonden-tests werden von MeteoSchweiz gleichzeitig mit dem Unterhalt der gesamten Meteo-Station durchgeführt. Ziel dieser Sondentests ist einerseits zu



Figur 6: Zeitverlauf ODL-Werte (Stundenmittelwerte) von 11.03.2011 bis 12.04.2011 von fünf Stationen in der Schweiz: nämlich Basel-Binningen, Bern-Zollikofen, Genève-Cointrin, Magadino und Zürich-Fluntern.

überprüfen, ob die Sonden im definierten Wertebereich messen. Bei einer Abweichung von mehr als 7% des gemessenen Wertes über oder unter dem Sollwert wird die Sonde ausgewechselt. Damit können sich die gemessenen Dosisleistungswerte von zwei verschiedenen Sonden am gleichen Standort um maximal 15 nSv/h unterscheiden. Andererseits werden bei dem Sondentests auch die Meldewege getestet, insbesondere die Auslösung des Alarms. Aus diesem Grund muss die Alarmstelle NAZ vor jedem Sondentest informiert werden, damit die Alarmmeldungen als Teil des Tests erkannt werden.

Sonden, die nach Ablauf der Fünfjahresfrist erreicht werden müssen, werden ersetzt und zur Eichung zur IRA geschickt. Routinemässig betrifft dies ungefähr 15 Sonden pro Jahr. Bei technischen Defekten werden die Sonden ausgewechselt, bei MeteoSchweiz Payerne im Labor getestet und wenn notwendig dem Hersteller zur Reparatur geschickt.

Im Jahr 2011 wurden durch die MeteoSchweiz 66 Sondentests bei 62 Stationen durchgeführt (4 Stationen wurden zwei Mal getestet). Die zwei fehlenden Stationen waren bereits Ende November bzw. Anfang Dezember 2010 überprüft worden. Gesamthaft wurden 2011 6 Sonden ausgewechselt (9 zusätzliche Sonden wurden bereits 2010 ausgewechselt).

Die NAZ verfügt insgesamt über 91 Sonden. Im Jahr 2011 wurden 11 zusätzliche Messsonden beschafft, da einerseits neue Messstationen geplant sind, andererseits um einen adäquaten Austauschplan (Reparatur, Eichung, Reserve) garantieren zu können. Die Ersatzgeräte werden an den MeteoSchweiz-Standorten in Zürich, Payerne, Davos und Locarno Monti gelagert, damit sie bei technischen Problemen der Messsonden rasch eingesetzt werden können.

Die Resultate für 2011 zeigen, dass die neuen NADAM-Stationen stabil und zuverlässig sind.

Tabelle 1: Jahresmittelwert, häufigster Wert, Minimum und Maximum der NADAM-Stationen

In der folgenden Tabelle sind die Jahresmittelwerte, die häufigsten Werte, die Minima und Maxima aller NADAM-Stationen während des Jahres 2011 aufgeführt. Interessant ist der Vergleich des Jahresmittelwerts einer Station mit dessen häufigsten Wert. Sind dies beiden Werte gleich gross (z.B. Aigle, Basel, Glarus), handelt es sich um eine Station, bei der 2011 nie oder fast nie Schnee lag. In der Tat sind diese zwei Werte bei den tiefer gelegenen Stationen in der Regel immer fast gleich. Hingegen unterscheiden sie sich markant, wenn die Station eine klare Wintersaison mit viel Schnee hat (z.B. Gütsch und Ulrichen). Die drei fett markierten Stationen wurden in 2011 neu errichtet oder umgerüstet und waren nicht während des ganzen Jahres in Betrieb. Da die Station St. Maria erst ab Dezember Messwerte lieferte, wurde auf Angaben zum Jahresmittelwert, zum häufigsten Wert und zu Minimum und Maximum verzichtet.

Station (Abkürzung)	Kanton	Datum der Inbetriebnahme der neuen Messsonde	Höhe [m.ü.M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Aadorf - Tänikon (TAE)	TG	04.10.2006	536	104	102	84	181
Adelboden (ABO)	BE	24.08.2009	1320	107	107	78	185
Aigle (AIG)	VD	01.09.2005	381	132	132	112	240
Altdorf (ALT)	UR	08.12.2008	438	130	128	106	235
Basel-Binningen (BAS)	BS	09.12.2009	316	112	112	93	175
Bern - Zollikofen (BER)	BE	03.08.2006	553	107	106	90	194
Beznau (BEZ)	AG	03.06.2008	326	110	110	92	180
Buchs - Aarau (BUS)	AG	05.05.2008	387	96	94	77	177
Bullet - La Frétaz (FRE)	VD	24.02.2006	1205	115	116	80	191
Chasseral (CHA)	BE	05.12.2006	1594	111	111	70	210
Chur (CHU)	GR	23.03.2007	556	101	99	69	189
Col du Grand-St Bernard (GSB)	VS	11.11.2005	2472	133	142	98	203
Davos (DAV)	GR	14.12.2006	1594	138	145	82	207
Disentis - Sedrun (DIS)	GR	14.12.2006	1197	120	119	82	211
Egolfswil (EGO)	LU	22.09.2010	521	100	99	83	178
Engelberg (ENG)	OW	14.12.2006	1037	97	97	72	182
Fahy - Boncourt (FAH)	JU	12.04.2006	596	118	118	97	216
Genève-Cointrin (GVE)	GE	12.06.2009	420	105	105	88	175
Glarus (GLA)	GL	13.10.2005	517	98	98	67	201

Station (Abkürzung)	Kanton	Datum der Inbetriebnahme der neuen Messonde	Höhe [m.ü.M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Gösgen (GOE)	SO	03.06.2008	380	101	100	86	272
Grenchen (GRE)	SO	06.12.2010	430	94	93	77	193
Gütsch ob Andermatt (GUE)	UR	01.09.2005	2287	157	177	83	240
Güttingen (GUT)	TG	29.08.2006	440	105	103	88	195
Hörnli (HOE)	ZH	03.12.2008	1132	94	93	76	172
Jungfrauoch (JUN)	VS	29.08.2006	3580	189	185	161	229
La Chaux-de-Fonds (CDF)	NE	10.11.2005	1018	116	117	81	197
La Dôle (DOL)	VD	14.12.2006	1670	113	133	81	180
Le Moléson (MLS)	FR	14.10.2008	1974	108	109	77	195
Leibstadt (LEI)	AG	03.06.2008	341	89	88	70	172
Locarno-Monti (OTL)	TI	23.03.2007	383	170	169	138	320
Lugano (LUG)	TI	04.10.2006	273	121	119	102	202
Luzern (LUZ)	LU	05.12.2006	454	102	100	84	230
Magadino - Cadenazzo (MAG)	TI	15.02.2006	203	146	144	123	293
Meiringen	BE	06.10.2011	589	140	145	90	189
Möhlín (MOE)	AG	09.09.2010	344	117	115	96	186
Mühleberg (MUB)	BE	26.05.2008	480	108	106	87	174
Napf (NAP)	BE	03.07.2007	1404	104	107	76	177
Neuchâtel (NEU)	NE	14.07.2008	485	94	92	75	173
Nyon - Changins (CGI)	VD	13.10.2005	455	115	114	94	188
Payerne (PAY)	VD	05.12.2006	490	108	107	92	173
Piotta (PIO)	TI	21.10.2009	990	134	135	93	253
Plaffeien (PLF)	FR	08.08.2005	1042	104	104	88	208
Poschiavo - Robbia (ROB)	GR	23.01.2008	1078	150	146	101	305
PSI/Würenlingen (PSI)*	AG	27.07.2011	334	110*	123*	77	184
Pully (PUY)	VD	19.01.2006	455	112	110	94	186
Rünenberg (RUE)	BL	09.08.2006	611	102	102	85	168
Samedan (SAM)	GR	03.07.2007	1709	148	155	101	245
San Bernardino (SBE)	GR	19.01.2006	1639	138	151	83	257
Santa Maria	GR	15.12.2011	1383	-	-	-	-
Säntis (SAE)	AI	30.11.2005	2502	118	118	94	182
Schaffhausen (SHA)	SH	30.07.2008	438	98	97	83	159
Scuol (SCU)	GR	24.02.2006	1304	118	119	88	215
Sion (SIO)	VS	13.10.2005	482	125	125	88	223
St. Gallen (STG)	SG	23.01.2008	776	103	101	79	217
Stabio (SBO)	TI	08.10.2009	353	136	134	117	231
Ulrichen (ULR)	VS	28.05.2008	1346	154	169	76	254
Vaduz (VAD)	FL	03.08.2006	460	105	105	80	207
Visp (VIS)	VS	29.09.2008	639	128	127	84	242
Wädenswil (WAE)	ZH	04.06.2008	485	109	107	88	248
Wynau (WYN)	BE	29.09.2005	422	103	103	86	183
Zermatt (ZER)	VS	01.09.2005	1638	137	142	93	198
Zürich - Affoltern (REH)	ZH	11.09.2007	444	114	112	95	220
Zürich - Fluntern (SMA)	ZH	11.07.2007	556	105	103	86	202
Zürich - Kloten (KLO)	ZH	24.09.2009	436	104	103	86	192

* Umgerüstet auf eine neue Sonde.

3.3 Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher¹, G. Butterweck², L. Rybach³, G. Schwarz¹

¹ Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

² Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

³ Institut für Geophysik, ETH Zürich, 8092 Zürich

Zusammenfassung

Bei den Messflügen im September 2011 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) abgedeckt. Weiter wurden Ausbruchsmaterial-Deponien und Tunnelportale der NEAT, die Stadt Chiasso, drei Referenzflächen des BAG sowie drei Mülldeponien im Tessin befliegen. Es erfolgten zudem auch Messungen über einer geologischen Anomalie nahe des Piz Giuv/GR und über einer ¹³⁷Cs-Anomalie am Pizzo Ometto/TI.

Die Messresultate in den Messgebieten KKG und KKM zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. Beim KKG konnte keine erhöhte Radioaktivität nicht detektiert werden. Bei KKM, das sich in Revision befand, konnten kurzfristig auf dem Betriebsgelände gelagerte radioaktive Abfälle anhand von ⁶⁰Co erkannt werden. Ausserhalb der Betriebsareale wurden keine Aktivitäten identifiziert, die auf den Betrieb der Kernkraftwerke zurückzuführen wären.

Bei Messungen im Tessin wurden noch immer, teils deutliche, Signale von ¹³⁷Cs gemessen. Bei den Messwerten über den Tunnelportalen und Materialdeponien der NEAT sind keine radiologisch bedeutenden Abweichungen von der Umgebung erkennbar.

Einleitung

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

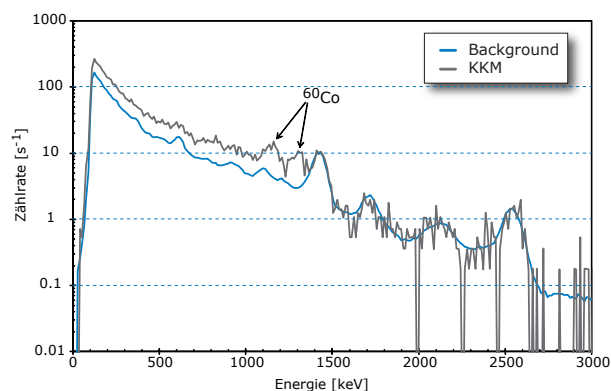
Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001).

Im Jahre 1994 wurde die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle, Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren und «Dirty Bombs» im Vordergrund. Die jährlichen Messprogramme werden durch die Fachgruppe Aeroradiometrie zusammengestellt, die sich aus Mitgliedern der beteiligten Stellen zusammensetzt. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit 2004 durch das Paul Scherrer Institut (PSI).

Während der Jahre 2004 und 2005 wurden die Messsysteme erneuert und dabei die bereits vorhandene online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware im Messsystem integriert. 2006 wurde ein zweiter Detektor mit 16.8 l Volumen beschafft, auf den Bestrahlungsanlagen des PSI kalibriert und bei den Messflügen 2007 erstmals eingesetzt.

Bei den Messflügen im September 2011 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) abgedeckt. Weiter wurden Ausbruchsmaterial-Deponien und Tunnelportale der NEAT, die Stadt Chiasso, drei Referenzflächen des BAG sowie drei Mülldeponien im Tessin befliegen. Es erfolgten zudem auch Messungen über einer geologischen Anomalie nahe des Piz Giuv/GR und über einer ^{137}Cs -Anomalie am Pizzo Ometto/TI.

Druckwasserreaktor konnte aeroradiometrisch nicht erkannt werden. Südlich von KKG wurde jedoch mit Hilfe der MMGC-Ratio, das Verhältnis zwischen den Zählraten im hochenergetischen (1'400 – 3'000 keV) und im niederenergetischen (400 – 1'400 keV) Bereich, eine industrielle Bestrahlungsanlage detektiert. Die Bestrahlungsanlage war bereits vor 1997 detektiert worden. Nach dem Anbringen von zusätzlichen Abschirmungen konnte sie seither aus der Luft nicht mehr spektrometrisch nachgewiesen werden. In den Spektren über der Anlage sind vor allem erhöhte Zählraten im tieferenergetischen Bereich unterhalb von 600 keV zu erkennen (Figur 1). In der Karte der Ortsdosisleistung (Abbildung 2) ist die Bestrahlungsanlage nicht zu erkennen.



The map displays the ODL (nSv/h) distribution in the KKM area. The color scale ranges from 0 (blue) to 250 (red) nSv/h. The map is framed by coordinates from 580'000 to 595'000 Easting and 200'000 to 210'000 Northing. Key locations marked include Kerzers, Aarberg, Seedorf, and various smaller settlements like Radelfingen, Niederried, and Oberried. The map also shows the Aare river and various roads.

48

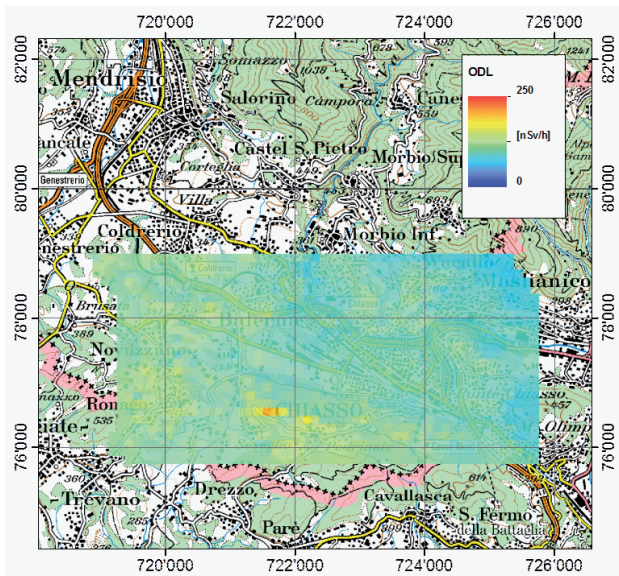


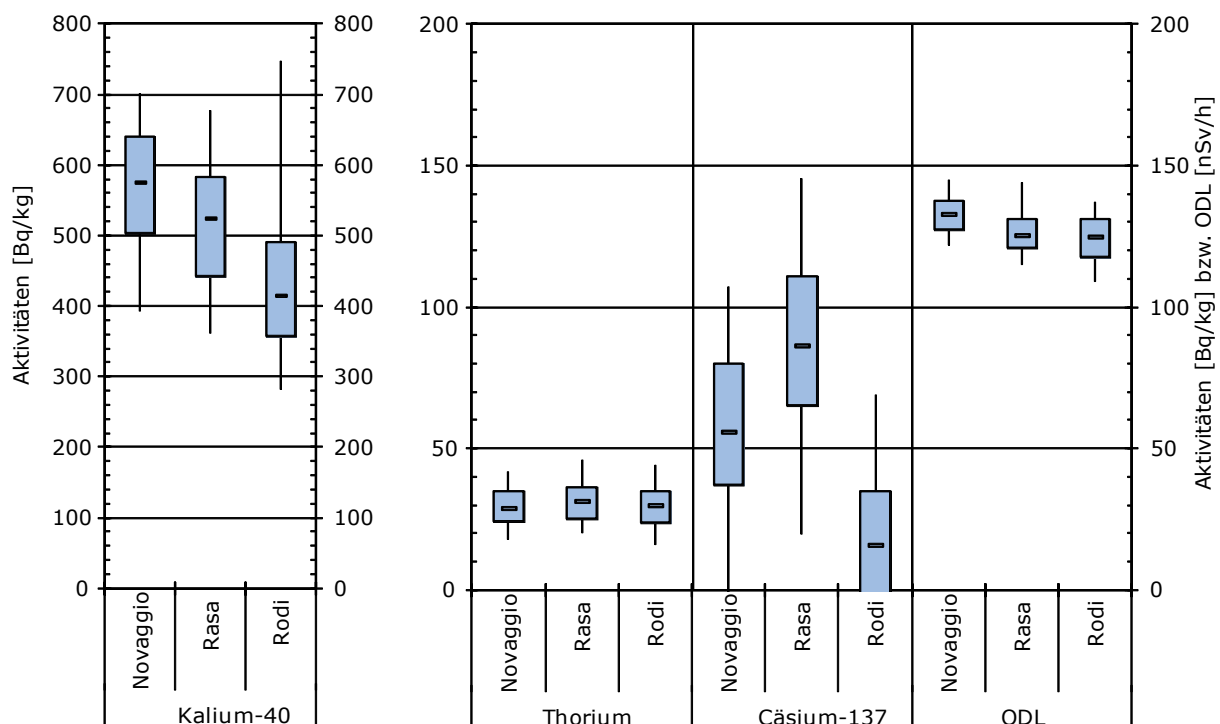
Abbildung 5:
Karte der Ortsdosisleistung im Messgebiet Chiasso.
Kartendaten PK100 © Bundesamt für Landestopografie.

KKM befand sich zum Zeitpunkt der Messflüge im Revisionsstillstand. Die gestreute, hochenergetische Photonenstrahlung, welche sonst in Siedewasserreaktoren durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N im Frischdampf erzeugt wird, konnte deshalb dieses

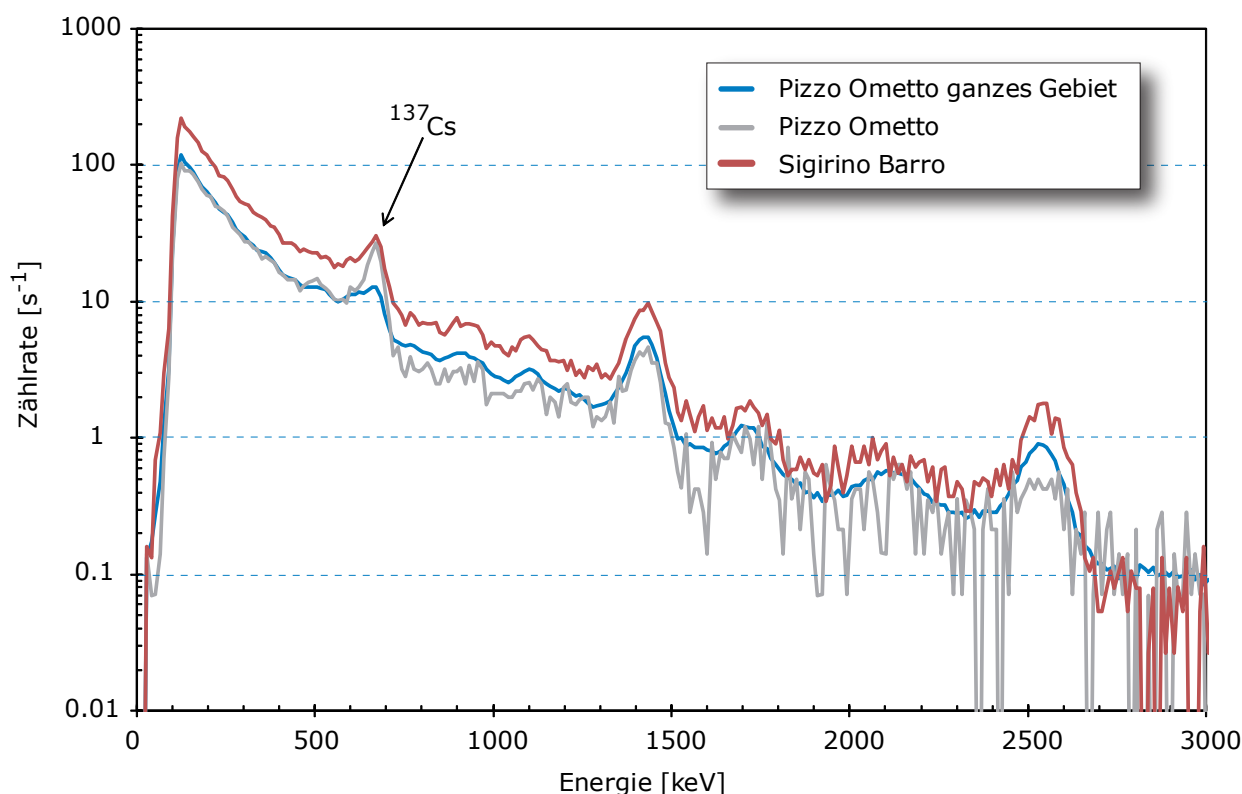
Jahr nicht detektiert werden. Hingegen konnte in den über dem Betriebsareal gemessenen Spektren ^{60}Co identifiziert werden (Figur 3). Das Signal stammt von auf dem Betriebsareal zwischengelagertem, radioaktivem Abfall. Ausserhalb des Betriebsareals sind keine erhöhten Werte erkennbar.

Bei den Ausbruchsmaterial-Deponien und den Tunnelportalen der NEAT wurden keine wesentlichen Erhöhungen der Gammastrahlung gegenüber dem natürlichen Untergrund registriert. Einzig bei der Deponie in der Nähe von Biasca konnte ein leichter Unterschied im Vergleich zur Umgebung festgestellt werden. Den Hauptteil dieser Erhöhung trägt das natürliche ^{40}K im granitischen Ausbruchsmaterial bei.

Im Gebiet der Stadt Chiasso wurden Dosisleistungen im normalen, natürlichen Schwankungsbereich registriert (Abbildung 5). Am Punkt mit der höchsten Dosisleistung wurden im Vergleich mit der Umgebung leicht höhere natürliche Aktivitäten wie auch etwas höhere ^{137}Cs -Aktivitäten registriert. Während die höheren natürlichen Aktivitäten auf geologische Unterschiede hindeuten, sind die im Vergleich zum restlichen Messgebiet leicht erhöhten ^{137}Cs -Aktivitäten auf die Topographie und die damit zusammenhängende höhere Deposition von ^{137}Cs aus dem Tschernobyl-Ereignis zurückzuführen.



Figur 6:
Statistische Verteilung der Ergebnisse in den zwei Referenzflächen des BAG. Dargestellt sind die 5 % und 95 % Quantile, das erste und dritte Quartil (Box) und der Medianwert für die Aktivitäten von ^{40}K , der Thorium-Reihe, und ^{137}Cs sowie für die Ortsdosisleistung (ODL).



Figur 7:

Gemitteltetes Spektrum am Pizzo Ometto, über das ganze Messgebiet Pizzo Ometto gemitteltetes Spektrum und gemitteltetes Spektrum über dem Punkt Barro im Messgebiet Sigirino.

Bei den drei Referenzflächen in Novaggio, Rodi und Rasa wurden vergleichbare Aktivitäten der natürlichen Radionuklide bestimmt. Die bestimmten ^{137}Cs -Aktivitäten lagen im Messgebiet Rasa im Durchschnitt rund 30 Bq/kg höher als in Novaggio (Figur 6).

Im Messgebiet Piz Giuv konnte die geologisch bedingte Anomalie anhand deutlich erhöhter Aktivitäten in der Thorium-Reihe kartiert werden. Die Ergebnisse sind vergleichbar mit den Resultaten des Messfluges, der 1998 in diesem Gebiet stattgefunden hat.

Nach einem Messflug 1999 wurde erneut das Gebiet um den Pizzo Ometto/TI oberhalb von Brissago vermessen. Dabei konnte noch immer ein deutlicher ^{137}Cs -Peak in den Spektren erkannt werden (Figur 7). Die aus den Messungen bestimmten ^{137}Cs Aktivitäten (max. 280 Bq/kg) betragen nur etwa die Hälfte des Wertes, welcher aufgrund der Aktivitätsabnahme durch den radioaktiven Zerfall der 1999 bestimmten Aktivitäten (max. 750 Bq/kg) erwartet würde.

Im Messgebiet Sigirino wurde ausserhalb der Materialdeponie und des NEAT Tunnelportals um den Punkt Barro (714'430/103'430) ebenfalls ein deutlicher ^{137}Cs -Peak in den Spektren registriert (Figur 7). Die maximal bestimmte ^{137}Cs -Aktivität von rund 270 Bq/kg ist auf Tschernobyl-Fallout zurückzuführen.

Literatur

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

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

Für weitere Informationen siehe auch:
www.far.ensi.ch

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



4

Umwelt Environnement



Inhaltverzeichnis / Sommaire

4.1.a Reaktorunfalls in Fukushima Dai-ichi im März 2011:	
Auswirkungen auf Umwelt und Lebensmittel in der Schweiz	53
Einleitung	53
Messungen der Radioaktivität in der Luft	54
Bewertung der Ergebnisse	56
Weitere Anmerkungen zu den Messergebnissen	56
4.1.b Accident nucléaire de Fukushima:	
Conséquences pour l'environnement et les denrées alimentaires en Suisse	57
Introduction	57
Mesures de la radioactivité dans l'air	58
Evaluation des résultats	60
4.2 Radioactivité de l'air et des précipitations	61
Résumé	61
Air	61
RADAIR	
Réseau automatique de surveillance de l'air	63
Conclusions	68
4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	69
Zusammenfassung	69
Vorgeschichte	69
Sammlung der Proben	70
Messung der Proben	70
4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen	72
Zusammenfassung	72
Überwachung der Abgaben der Kernanlagen	72
Schwebstoffproben und Tritium im Rhein bei Weil	79
Allgemeine Überwachung	80
4.5 Radioactivité du sol et de l'herbe	81
Résumé	81
Introduction	81
Résultats et discussion	82
Conclusions	84
4.6 Natürliche und künstliche Radionuklide in Sedimenten von drei Schweizer Seen	85
Zusammenfassung	85
Einleitung	85
Probennahme und Aufarbeitung	86
Analysenverfahren	86
Resultate	88

4.1.a

Reaktorunfalls in Fukushima Dai-ichi im März 2011: Auswirkungen auf Umwelt und Lebensmittel in der Schweiz

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller, P. Steinmann, T. Marti

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 BERN

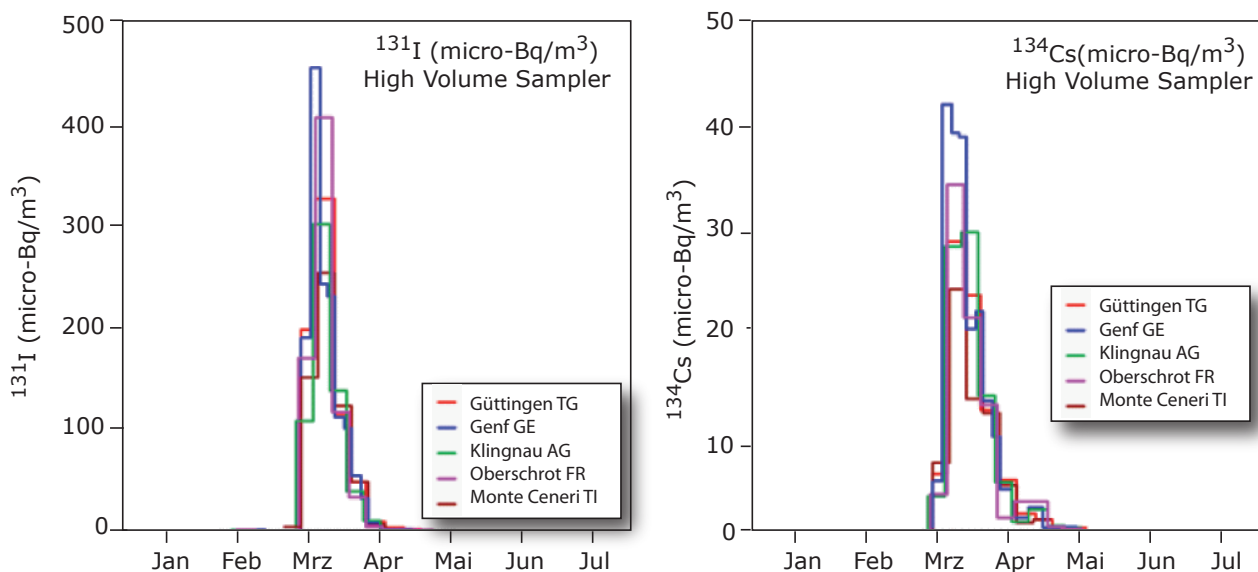
Einleitung

Am 11. März 2011 richteten ein extremes Erbeben und der damit verbundene Tsunami enorme Zerstörung an der Ostküste Japans an und forderten tausende von Menschenleben. Die Ereignisse verursachten gleichzeitig den kompletten Ausfall der Kühlsysteme in der Kernanlage Fukushima Dai-ichi. Dies führte in den darauf folgenden Tagen zur Freisetzung von grossen Mengen von Radioaktivität. Luftmassen mit Radioaktivität von diesem Reaktorunfall erreichten Ende März 2011 – stark verdünnt – auch die Schweiz.

Die Radioaktivität in der Umwelt und in Lebensmitteln wird in der Schweiz vom Bundesamt für Gesundheit (BAG) überwacht. Dies geschieht in Zusammenarbeit mit den kantonalen Laboratorien und weiteren spezialisierten Labors von Bund und Kantonen. Nach dem Reaktorunfall in Fukushima Dai-ichi wurde der ständige Probenahmeplan mit zusätzlichen Luftfilter-, Gras-, Gemüse- und Milchproben ergänzt. Der vorliegende Bericht dokumentiert die wichtigsten Messresultate und Schlussfolgerungen.

Die in der Schweiz gemessenen Radionuklid-Konzentrationen lagen unterhalb der Nachweisgrenzen der automatischen Alarmmessnetze (NADAM, MADUK, RADAIR) und waren 1'000 bis 10'000 mal tie-

fer als die Konzentrationen, die in der Schweiz nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl gemessen wurden. Mit empfindlichen Messeinrichtungen konnten in der bodennahen Luft in erster Linie erhöhte Konzentrationen von Jod-131 (^{131}I) festgestellt werden. In geringeren Konzentrationen wurden auch weitere aus Fukushima stammende Isotope, wie beispielsweise Cäsium-134 und Cäsium-137, nachgewiesen. ^{131}I kam in partikelgebundener Form sowie in bis zu sechsmal höherer Konzentration auch gasförmig vor. Die maximale in der Schweiz gemessene Gesamtkonzentration von ^{131}I (partikelgebunden und gasförmig) in der Luft betrug etwa 2'000 micro-Bq/m³. Ein μBq (micro-Becquerel) entspricht einem Millionstel eines Bq (Becquerel) und wird in diesem Bericht als Einheit für die Konzentrationen in der Luft verwendet. Über die Luft gelangten Spuren von ^{131}I auch ins Regenwasser sowie in Gras und Freilandgemüse (maximal wenige Bq pro Kilogramm Frischgewicht). Von den gemessenen Milchproben aus der Schweiz hingegen wies nur eine einzige Probe geringste Spuren von ^{131}I auf (0.1 Bq/l). Die in der Schweiz nachgewiesene Radioaktivität aus Fukushima war für die Schweizer Bevölkerung gesundheitlich unbedenklich. Seit Mitte April 2011 sind in der Schweiz die Konzentrationen aller aus Fukushima stammenden Isotope in der Luft zurückgegangen (Figur 1).



Figur 1:

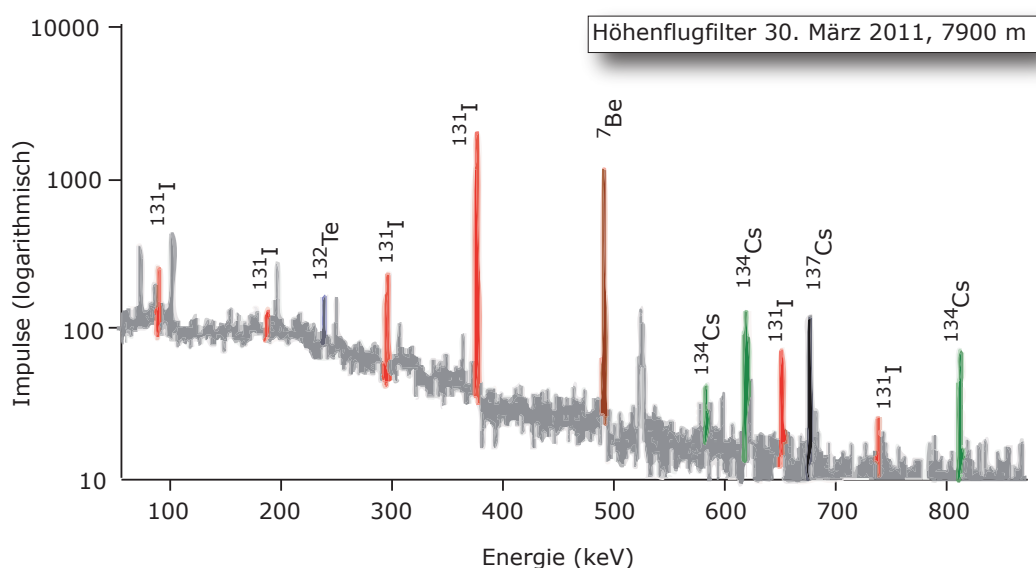
Verlauf der ^{131}I (links, partikelgebunden) und der ^{134}Cs Konzentrationen (rechts) in der Schweiz von Anfang Januar bis Ende Juli 2011. Mit den Hochvolumensammlern (HVS) wurden an fünf verschiedenen Standorten Aerosolproben genommen und anschliessend im Labor analysiert. Die Emissionen aus Fukushima führten im März und April 2011 zu deutlich erhöhten Messwerten, die aber zu jeder Zeit unbedenklich für die Gesundheit der Bevölkerung in der Schweiz waren.

Messungen der Radioaktivität in der Luft

Hochvolumensammler (HVS, Luftfilter)

Proben für hochempfindliche Messungen der Radioaktivität im Luftstaub werden in der Schweiz an fünf Standorten mit sogenannten Hochvolumensammlern (HVS) erhoben. Dabei wird mit Hilfe einer starken Pumpe eine Woche lang Luftstaub (Aerosole) auf einem Filter gesammelt. Der Filter wird anschliessend im Labor am BAG in Bern mittels Gammaspektrometrie auf verschiedene radio-

aktive Nuklide analysiert. Ein Gammaskpektrum ist in Figur 2 gezeigt. Bei allen fünf Stationen konnte die bei den Reaktorunfällen in Fukushima freigesetzte und weiträumig verfrachtete Radioaktivität klar nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 1). Erhöht waren vor allem die Konzentrationen von ^{131}I (Halbwertszeit 8 Tage, maximale Konzentration 450 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) sowie in geringerem Masse Cäsium-Isotope (^{137}Cs und ^{134}Cs , Halbwertszeiten 30 Jahre beziehungsweise 2 Jahre). Die maximalen Konzentrationen von ^{134}Cs waren rund 10 mal tiefer als jene



Figur 2:

Gammaskpektrum eines Luftfilters aus der Schweiz mit Radioisotopen aus dem Reaktorunfall in Fukushima. Das gezeigte Spektrum stammt von einer Aerosolprobe, die am 30.3.2011 in einer Höhe von 7'900 m mit einem Flugzeug gesammelt wurde (Höhenflugfilter).

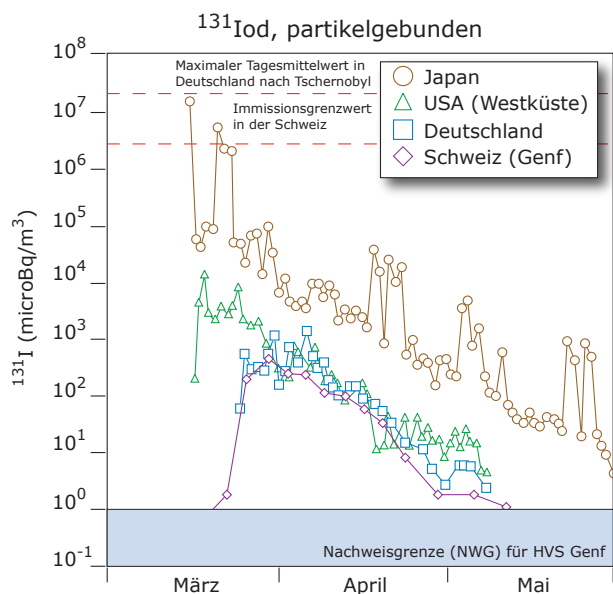
von ^{131}I . Das Verhältnis von ^{137}Cs zu ^{134}Cs lag nahe bei 1. In einigen Proben wurden auch kurzlebige Isotope wie Tellur-132 (^{132}Te), ^{132}I und ^{136}Cs nachgewiesen.

Partikelgebundenes ^{131}I

Figur 3 vergleicht den zeitlichen Verlauf der ^{131}I Konzentrationen in Genf mit einer Messstation in Japan, einer Station in den USA (Westküste) sowie der Station Schauinsland bei Freiburg in Deutschland im unmittelbaren Anschluss an die Unfälle in Fukushima (Quelle: www.bfs.de). Die europäischen Messstationen registrierten erhöhte Radioaktivität ungefähr ab dem 22. März 2011. Die höchsten Werte (bis $6'000\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ partikelgebundenes ^{131}I) traten zwischen dem 28. März und dem 6. April 2011 und eher im nördlichen Teil Europas auf. Gegen Ende Mai 2011 erreichten die Konzentrationen in Europa Werte wie vor dem Unfall, das heisst meist unterhalb der Nachweisgrenze.

Gasförmiges ^{131}I

In der Schweiz wird gasförmiges ^{131}I kontinuierlich von vier Detektoren (NaI) gemessen, welche bei erhöhten Werten automatisch alarmieren (RADAIR-Jod). Diese Detektoren stehen in den Kantonen Genf, Fribourg, Aargau und Tessin. Die nach den Unfällen in Japan aufgetretenen Mengen von gasförmigem ^{131}I in der Schweiz waren zu gering, um vom Jod-Alarmsystem direkt erfasst zu werden.



Figur 3: Entwicklung der Konzentration von partikelgebundenem ^{131}I in der Atmosphäre. Gezeigt sind Werte aus Japan, den USA (Westküste), Deutschland (Freiburg im Breisgau) und der Schweiz (Genf). Die obere gestrichelte rote Linie zeigt den maximalen Tagesmittelwert wie er in Deutschland nach dem Unfall in Tschernobyl 1986 aufgetreten ist. Der schweizerische Immissionsgrenzwert (höchste zulässige länger dauernde Konzentration) ist ebenfalls dargestellt. Quelle (ausser Genf): www.bfs.de.

Hingegen wurden einige Kartuschen mit Silber/Nitrat-Granulat, welche gasförmiges Jod binden, im Labor nachgemessen, was eine tiefere Nachweisgrenze ermöglicht. Für die Zeit vom 31. März bis zum 7. April 2011 wurden so an drei RADAIR-Jod Standorten Aktivitäten von gasförmigem ^{131}I zwischen $1'000$ und $1'800\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ bestimmt. Die Konzentrationen von gasförmigem ^{131}I waren damit vier- bis sechsmal höher als jene von partikelgebundenem ^{131}I , was gut mit Messungen in anderen europäischen Ländern übereinstimmt.

Höhenluft

Höhenluftproben wurden mit zwei an Tiger-F5 Jets der Schweizer Luftwaffe montierten Luftfiltern gesammelt. Die Höhenluft zeigte Ende März 2011 mit bis zu $1'900\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ eine ähnliche ^{131}I Aktivität partikelgebunden wie bodennahe Luft im nördlichen Europa. Dass in der Schweiz am Boden tiefere Werte gemessen wurden, lässt sich wahrscheinlich durch die Wetterlage (Südwind) erklären.

Lebensmittel- und Umweltproben aus der Schweiz

Die Kontamination der Luft hat auch zu geringer Deposition von Radionukliden auf dem Boden geführt. Messungen der Radioaktivität an Grasproben aus der Schweiz zeigten Werte in der Grössenordnung von einigen Bq/m^2 an. Die ^{131}I Aktivitäten im Gras betrugen maximal einige wenige Bq/kg Frischgewicht. Die höchsten Werte traten in Höhenlagen auf, wo die Niederschlagsmengen grösser sind. Ähnliche Aktivitäten wie im Gras wurden erwartungsgemäss auch in ungewaschenem Blattgemüse gefunden. Für den Transfer von ^{131}I vom Gras in die Milch gilt näherungsweise ein Faktor $1/3$; d.h. bei dauerhaft $3\ \text{Bq}/\text{kg}$ Frischgewicht im Gras müssen bis zu $1\ \text{Bq}/\text{l}$ in der Milch erwartet werden. Von den nach Fukushima gemessenen Milchproben enthielt jedoch nur vereinzelte Proben geringste Spuren von ^{131}I ($<1\ \text{Bq}/\text{l}$). Anfangs April wurden viele Kühe noch nicht mit Frischgras gefüttert. Während ^{131}I auch im Regenwasser festgestellt wurde, war das Trinkwasser erwartungsgemäss von keiner radioaktiven Kontamination betroffen. Als weiteres eindeutig aus Japan stammendes Radioisotop wurden in einigen Grasproben ^{134}Cs in kleinsten Spuren nachgewiesen. Drei Milch- und drei Salatproben von Anfang April aus der Region Lausanne wurden auch auf Radiostrontium (^{90}Sr) untersucht. Es sind keine erhöhten Werte festgestellt worden. Eine Übersicht der in der Schweiz von Mitte März bis Ende April durchgeführten Messungen von Lebensmittel- und Umweltproben ist in Tabelle 1 gezeigt.

Tabelle 1:

Übersicht der nach den Reaktorunfällen in Fukushima gemessenen Umwelt- und Lebensmittelproben (15. März bis 30. April 2011). NWG: Nachweisgrenze.

Probentyp	Anzahl Proben	¹³¹ I Maximum	¹³¹ I Median
Luft (HVS)	44	456 µBq/m³	48 µBq/m³
Regen	12	1.4 Bq/l	0.2 Bq/l
Gemüse	29	1.2 Bq/kg	< 0.5 Bq/kg
Gras	22	4.6 Bq/kg	0.7 Bq/kg
Milch	61	0.1 Bq/l	< 0.2 Bq/l
Trinkwasser	22	< 0.1 Bq/l	
In-situ	3	< NWG	

Bewertung der Ergebnisse

Obwohl Spuren der in Fukushima Dai-ichi freigesetzten Radioaktivität mit hochempfindlichen Verfahren auch in der Schweiz nachgewiesen werden konnten, bestand zu keiner Zeit eine gesundheitliche Gefährdung für die Schweizer Bevölkerung. Die Dosisbeiträge durch Direktstrahlung und Inhalation waren vernachlässigbar klein. Die mit der Nahrung aufgenommene Radioaktivität aus Fukushima hätte selbst bei einem Verzehr von 25 kg des am stärksten kontaminierten Gemüses (Blattgemüse) nur 0.5 micro-Sievert (µSv) betragen. Das entspricht einem Zehntausendstel der jährlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung (die etwa 5 mSv beträgt).

Weitere Anmerkungen zu den Messergebnissen

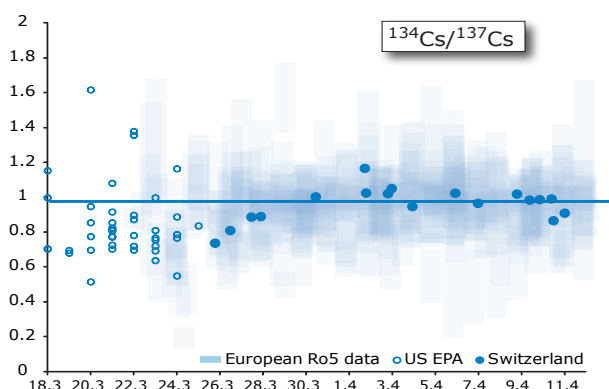
Das ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs Verhältnis

Das weltweit gemessene ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs Verhältnis der Emissionen aus Fukushima Dai-ichi lag nahe bei 1 und war damit höher als jenes nach dem Unfall in Tschernobyl (0.5 - 0.6). Abbildung 4 zeigt die in der Schweiz gemachten Messungen an Aerosolproben zusammen mit weltweiten Messergebnissen.

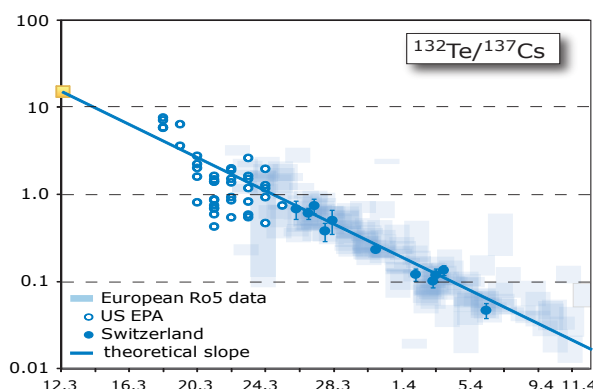
Die kurzlebigen Isotope ¹³⁶Cs und ¹³²Te/¹³²I

Spuren von ¹³¹I und ¹³⁷Cs werden regelmässig in Hochvolumensammler-Aerosolproben gemessen und sind alleine noch kein ausreichender Hinweis für aktuelle Freisetzung von radioaktivem Material aus einer Kernreaktion. Das langlebige ¹³⁷Cs kommt auch in Resuspension alter Ablagerungen vor (Atombombenversuche, Tschernobyl) und ¹³¹I kann aus medizinischen Anwendungen stammen. Hingegen konnten die gleichzeitig gemessenen Isotope ¹³⁴Cs und vor allem die kurzlebigen ¹³⁶Cs und ¹³²Te/¹³²I nur durch einen Ursprung in den Unglücksreaktoren in Japan erklärt werden.

In Abbildung 5 ist das Verhältnis ¹³²Te/¹³⁷Cs gezeigt. Das Isotop ¹³²Te hat eine Halbwertszeit von nur 3.23 Tagen und seine Aktivität ist deshalb schnell zurückgegangen. Die weltweit gemessenen Werte¹ liegen nahe bei einem theoretischen Verlauf mit einer einmaligen Abgabe am 12.3.2011 und einem ¹³²Te/¹³⁷Cs Verhältnis von 13.5, wobei das Verhältnis von 13.5 jenem entspricht, welches auch für den Unfall in Tschernobyl ermittelt wurde.



Figur 4: Verhältnis von ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs in den Abgaben vom Reaktorunfall in Fukushima Dai-ichi.



Figur 5: Verhältnis von ¹³²Te/¹³⁷Cs in den Abgaben vom Reaktorunfall in Fukushima Dai-ichi.

¹ Masson, O. et al. 2011. Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-ichi Nuclear Reactors by European Networks. Environ. Sci. Technol., 45, 7670-7677.

4.1.b

Accident nucléaire de Fukushima: Conséquences pour l'environnement et les denrées alimentaires en Suisse

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller, P. Steinmann, T. Marti

Section Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP, 3003 BERN

Introduction

Le 11 mars 2011, un tremblement de terre extrêmement violent et un raz de marée ont détruit les systèmes de refroidissement de l'installation nucléaire de Fukushima Dai-ichi au Japon. Une grande quantité de radioactivité s'est échappée de l'installation et a atteint la Suisse, fortement diluée, fin mars 2011. A cette occasion, l'OFSP a intensifié ses mesures de la radioactivité dans des échantillons d'air, d'herbe, de légumes et de lait.

Les réseaux d'alarme automatiques de Suisse (NADAM, MADUK, RADAIR) n'ont pas pu déceler de radionucléides provenant de Fukushima. Des dispositifs de mesure plus sensibles ont détecté dans l'air, au niveau du sol, une augmentation des concentrations d'iode-131 (^{131}I) et, dans une plus faible mesure, d'autres isotopes, tels que le césium-134 (^{134}Cs) et le césium-137 (^{137}Cs). Globalement, les concentrations observées ont été 1'000 à 10'000 fois plus faibles que celles qui ont été mesurées en Suisse lors de l'accident de Tchernobyl.

L' ^{131}I est apparu dans l'air aussi bien lié à des particules que sous forme gazeuse. La concentration totale maximale mesurée en Suisse (iode lié à des particules et iode gazeux) s'est élevée à environ 2'000 micro-Bq/m³ ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Des traces d' ^{131}I sont parvenues dans l'eau de pluie, ainsi que dans l'herbe et les légumes de plein champ (au maximum quelques becquerels par kilogramme de matière fraîche). Parmi les échantillons de lait, un seul a présenté des traces infimes d' ^{131}I (0.1 Bq/l). La radioactivité provenant de Fukushima n'a donc pas mis en danger la population suisse. La concentration des isotopes dans l'air diminue depuis la mi-avril 2011 (figure 1).

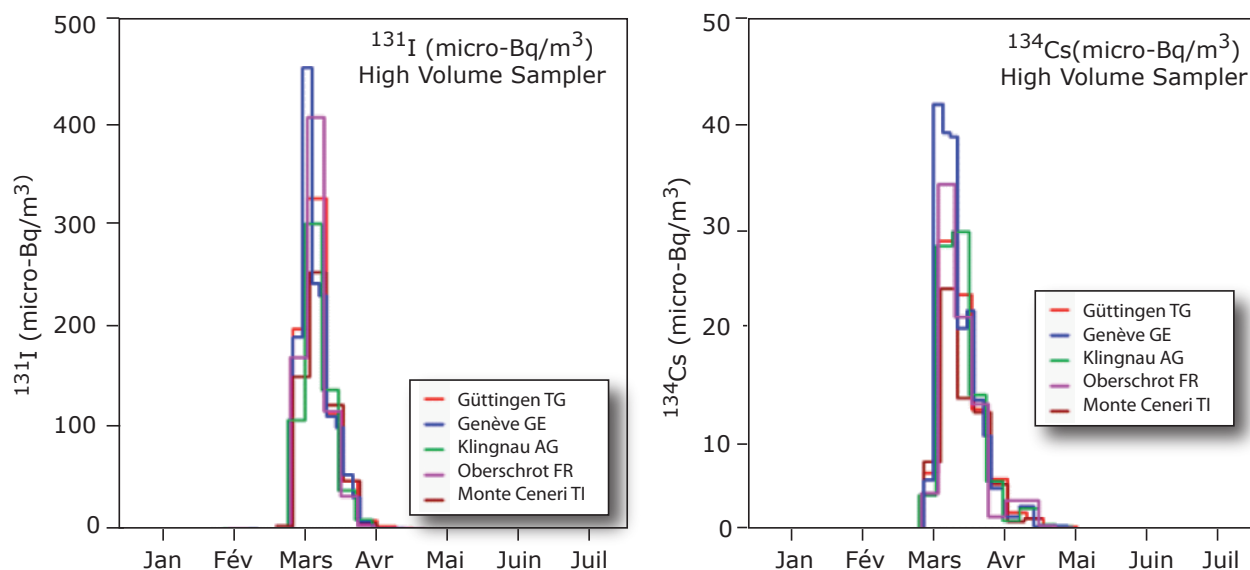


Figure 1:

Evolution en Suisse des concentrations de ^{131}I (image de gauche, lié à des particules) et de ^{134}Cs (image de droite), entre début janvier et fin juillet 2011. Les émissions de Fukushima ont conduit à une nette augmentation des concentrations entre mars et avril 2011, qui n'a toutefois pas représenté de danger pour la santé.

Mesures de la radioactivité dans l'air

Collecteurs à haut débit (HVS)

La Suisse dispose de cinq stations dans lesquelles on collecte des échantillons d'aérosols à l'aide de préleveurs à haut débit (HVS), afin de réaliser des mesures de haute sensibilité de la radioactivité liée aux particules en suspension dans l'air. Toutes les stations ont pu détecter la radioactivité libérée à Fukushima (voir la figure 1). On a constaté une hausse des

concentrations en ^{131}I (période de 8 jours, concentration maximale de $450 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) et, dans une moindre mesure, en isotopes du césium (^{137}Cs et ^{134}Cs , périodes de 30 ans, respectivement de 2 ans). Les concentrations maximales de ^{134}Cs ont été environ 10 fois plus faibles que celles de ^{131}I . Le rapport ^{134}Cs à ^{137}Cs était proche de 1. Dans quelques échantillons, on a aussi mis en évidence des isotopes de courte période, tels que le tellure-132 (^{132}Te), l' ^{132}I et le ^{136}Cs .

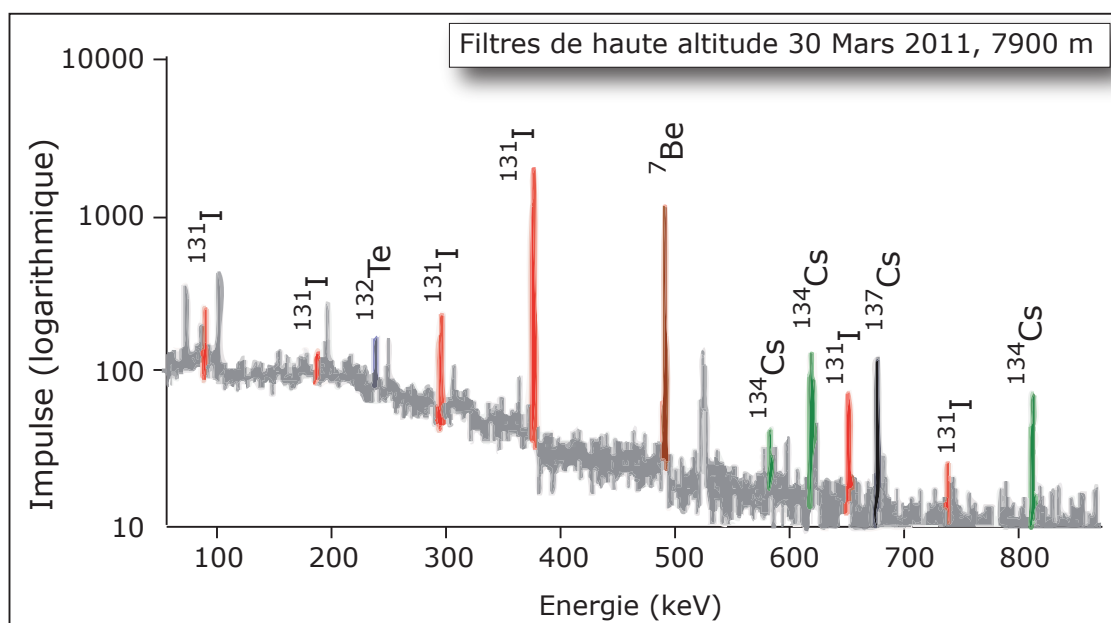


Figure 2:

Spectre gamma d'un filtre à air contenant des radioisotopes de l'accident nucléaire de Fukushima. Ce spectre provient d'un échantillon d'aérosols prélevé le 30 mars 2011 à une altitude de 7900 m lors d'un vol au dessus du territoire suisse (filtre de vol en altitude).

^{131}I particulaire

La figure 3 compare l'évolution de la concentration d' ^{131}I à Genève avec celle de stations de mesure situées au Japon, aux Etats-Unis (côte ouest), ainsi qu'à la station de Schauinsland à Fribourg-en-Brisgau, juste après l'accident de Fukushima (source: www.bfs.de). Les stations de mesure européennes ont enregistré une augmentation de la radioactivité à partir du 22 mars 2011. Les valeurs les plus élevées (jusqu'à $6'000 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ de ^{131}I particulaire) ont été enregistrées entre le 28 mars et le 6 avril 2011, plutôt dans le nord de l'Europe. Vers la fin mai 2011, les concentrations en Europe sont revenues aux valeurs d'avant l'accident.

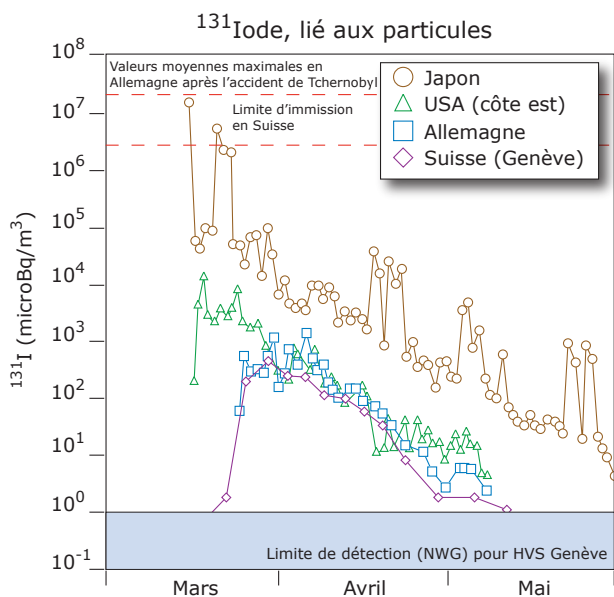


Figure 3: Evolution de la concentration en ^{131}I particulaire dans l'atmosphère. Valeurs mesurées au Japon, aux Etats-Unis (côte ouest), en Allemagne (Fribourg-en-Brisgau) et en Suisse (Genève). La ligne supérieure rouge pointillée indique la moyenne journalière maximale mesurée en Allemagne après l'accident de Tchernobyl en 1986. La limite suisse d'immission (valeur maximale admissible pour une concentration de longue durée) est aussi représentée. Source (sauf Genève): www.bfs.de.

 ^{131}I sous forme gazeuse

La Suisse dispose d'un système d'alarme pour l'iode; il mesure l' ^{131}I , sous forme gazeuse, à l'aide de quatre détecteurs (NaI) automatiques, dans les cantons de Genève, de Fribourg, d'Argovie et du Tessin. Ce système n'a pas pu détecter l' ^{131}I sous forme gazeuse après Fukushima, car les quantités étaient trop faibles. Des mesures ultérieures plus précises, effectuées en laboratoire, ont mis en évidence, pour la période du 31 mars au 7 avril 2011, des activités situées entre $1'000$ et $1'800 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Les concentrations en ^{131}I sous forme gazeuse ont été quatre à six fois plus élevées que celles en ^{131}I lié à des particules, ce qui concorde avec les mesures effectuées dans d'autres pays européens.

Air en haute altitude

Des avions Tiger des Forces aériennes suisses, équipés de filtres à air, ont prélevé des échantillons en haute altitude. Ces vols ont permis de déceler une activité en ^{131}I particulaire atteignant $1'900 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ à fin mars 2011, soit plus ou moins identique à celle détectée dans l'air au sol dans le nord de l'Europe. Les valeurs, plus faibles, mesurées au sol étaient certainement liées à la situation météorologique (vent du sud).

Echantillons prélevés dans l'environnement et les denrées alimentaires en Suisse

En Suisse, l'air contaminé a entraîné un faible dépôt de radionucléides sur le sol. L'activité en ^{131}I détectée dans l'herbe a atteint au maximum quelques Bq par kg de matière fraîche. Par ailleurs, la radioactivité décelée dans les prairies correspondait à quelques Bq/m². Des activités en ^{131}I semblables à celles mesurées dans l'herbe se sont retrouvées dans les légumes à feuilles avant lavage. Les valeurs les plus élevées ont été observées sur les hauteurs présentant une forte pluviométrie. La contamination en ^{131}I de l'eau de pluie n'a toutefois pas contaminé l'eau potable.

Habituellement, près d'un tiers de l'activité en ^{131}I présente dans l'herbe est transféré dans le lait, c'est-à-dire que pour 3 Bq par kg de matière fraîche dans l'herbe on peut s'attendre à une concentration pouvant aller jusqu'à 1 Bq/l dans le lait. Parmi les échantillons de lait mesurés après l'accident de Fukushima, un seul contenait de faibles traces de ^{131}I (0.1 Bq/l), ceci probablement dû au fait qu'en avril, la plupart des vaches ne sont pas encore affourragées à l'herbe fraîche.

De faibles traces de ^{134}Cs , autre radioisotope provenant indéniablement du Japon, ont aussi été détectées dans quelques prélèvements d'herbe. Trois échantillons de lait et de salade collectés début avril dans la région lausannoise n'ont présenté aucune augmentation de l'activité en radiostrontium (^{90}Sr). Le tableau 1 apporte une vue d'ensemble des mesures effectuées en Suisse entre mi-mars et fin avril sur des échantillons de denrées alimentaires et de l'environnement.

Tableau 1:
Vue d'ensemble des mesures effectuées sur des échantillons prélevés dans l'environnement ou dans les denrées alimentaires après l'accident nucléaire de Fukushima (du 15 mars au 30 avril 2011). LD: Limite de détection. La valeur limite pour I^{131} dans les denrées alimentaires importées du Japon s'élève à 300 Bq/kg pour les aliments liquides (lait) et à 2'000 Bq/kg pour toutes les autres denrées alimentaires.

Type d'échantillon	nombre échantillon	valeur maximale en I^{131}	valeur médiane en I^{131}
air (PHD)	44	456 μ Bq/m ³	48 μ Bq/m ³
pluie	12	1.4 Bq/l	0.2 Bq/l
légumes	29	1.2 Bq/kg	< 0.5 Bq/kg
herbe	22	4.6 Bq/kg	0.7 Bq/kg
lait	61	0.1 Bq/l	< 0.2 Bq/l
eau potable	22	< 0.1 Bq/l	
in-situ	3	< LD	

Evaluation des résultats

Malgré les traces de radioactivité détectées provenant de Fukushima, la population suisse n'a été à aucun moment mise en danger. Les contributions à la dose dues au rayonnement direct et à l'inhalation ont été négligeables. Même pour une consommation de 25 kg des légumes les plus contaminés (légumes à feuilles), la radioactivité ingérée avec la nourriture n'aurait conduit qu'à une dose de 0.5 micro-Sievert (μ Sv), ce qui correspond à un dix-millième de l'exposition annuelle de la population (qui est d'environ 5 mSv).

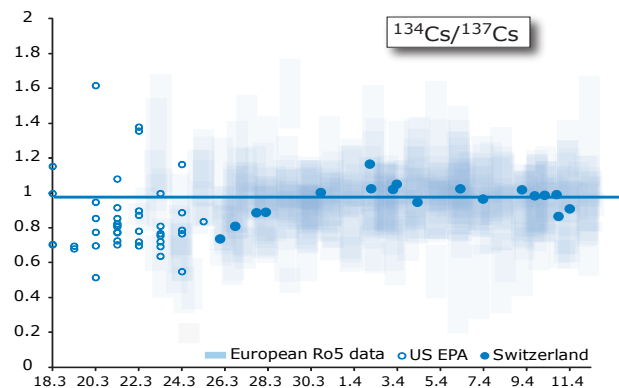


Figure 4:
Rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ dans les rejets de l'accident nucléaire de Fukushima Dai-Ichi.

Autres remarques concernant les mesures après Fukushima

Rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$

Le rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ des rejets de l'accident à Fukushima mesuré à l'échelle mondiale, était proche de 1. Cette valeur est plus élevée que celle après Tchernobyl (0.5 – 0.6). La figure 4 montre les résultats obtenus en Suisse avec des résultats internationaux.

Isotopes de courtes périodes

Des traces de I^{131} et Cs^{137} sont observées régulièrement dans les échantillons de filtres à haut volume. Le Cs^{137} peut être contenu dans des resuspensions de poussières de sol et le I^{131} est utilisé pour des traitements médicaux. Pour ces raisons des traces de ces deux isotopes ne sont pas forcément une preuve d'un accident nucléaire. La présence des isotopes de courtes périodes comme le Cs^{136} et le I^{132}/I^{132} dans les filtres mesurées fin mars 2011 ne s'explique que par une seule origine possible: l'accident dans les centrales nucléaires à Fukushima.

La figure 5 montre le rapport $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$. L'isotope ^{132}Te a une période de 3.23 jours seulement. En conséquence son activité a diminué rapidement. Les valeurs obtenues pour le rapport $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ correspondent bien à une ligne théorique obtenue avec un rejet unique le 12.3.11 et un rapport initial de 13.5 (correspondant à la valeur observée après Tchernobyl).

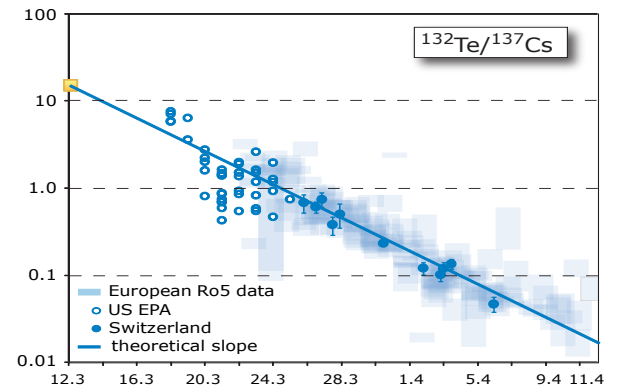


Figure 5:
Rapport $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ dans les rejets de l'accident nucléaire de Fukushima Dai-Ichi.

4.2

Radioactivité de l'air et des précipitations

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller, P. Steinmann, T. Marti

Section Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP, 3003 BERN

Résumé

L'année 2011 a été marquée par l'accident survenu dans la centrale nucléaire japonaise de Fukushima Dai-ichi. Les retombées radioactives de cet accident ont pu être mesurées en Suisse, dans les filtres aérosols des collecteurs à haut débit, dès la fin mars et jusqu'à mi mai environ. Les principaux radioéléments détectés furent le ^{131}I , ainsi que le ^{134}Cs et ^{137}Cs . Notons que l'iode gazeux a également pu être mesuré grâce aux cartouches de collecte du réseau RADAIR-iode. Les activités maximales enregistrées n'ont toutefois pas dépassé 0.08% des valeurs limites d'immissions suisse. Des traces des mêmes radionucléides ont également été détectés dans les précipitations. En dehors de cette période, les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air et les précipitations obtenus en 2011 sont restés conformes à ceux des années précédentes et montrent la prédominance de la radioactivité naturelle dans ces compartiments environnementaux.

Air

L'OFSP exploite trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'air. Le premier se compose de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m³/h) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen, Leibstadt et Mühleberg), ainsi qu'à la surveillance de sites en altitude (Jungfrauoch). L'environnement autour de la centrale nucléaire de Beznau est surveillé par un collecteur du PSI à Villigen. Le deuxième réseau de l'OFSP, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés jusqu'en 2010 à Oberschrot/FR, Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. Les collecteurs situés à Oberschrot/FR et au Monte-Ceneri/TI ont été déménagés en juin 2011 à Posieux/FR, respectivement à Cadenazzo/TI dans le cadre de l'implémentation de la nouvelle stratégie de surveillance de l'OFSP. L'objectif étant de disposer de trois stations de référence (1 pour l'ouest du Plateau suisse, 1 pour l'est du Plateau suisse et 1 pour le Sud des Alpes) pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse, où l'ensemble des compartiments environnementaux (aérosols, précipitations, sols, herbes, lait) sont analysés. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Le réseau RADAIR, par exemple, est un système d'alerte dont l'objectif est de permettre une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l'air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont envoyés à la centrale toutes les 30 min. Cependant la limite de détection pour une activité bêta artificielle nette n'est que d'environ 0.5 Bq/m^3 pour des durées de collection et de mesure de 30 min. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à 1 semaine, les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire, le délai pour l'obtention de résultats est donc de quelques jours, par contre les limites de détection sont très faibles, env. 0.5 µBq/m^3 pour le ^{137}Cs . Ces installations permettent ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l'environnement.

Collecteurs d'aérosols à haut débit

Les concentrations des différents radionucléides mesurées dans les filtres à aérosols provenant des 5 collecteurs à haut débit (High Volume Sampler) sont disponibles en ligne à l'adresse suivante: www.bag.admin.ch/hvs/

Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés au laboratoire de l'OFSP où ils sont analysés par spectrométrie gamma.

L'année 2011 a été marquée par l'accident qui s'est produit dans la centrale nucléaire japonaise de Fukushima Dai-ichi après le tremblement de terre et le raz de marée du 11 mars. Les retombées radioactives consécutives à cet accident ont pu être détectées en Suisse, sur les filtres aérosols, dès la fin mars et jusqu'à fin mai environ (voir aussi chapitre 4.1), mais les activités les plus élevées ont été enregistrées entre le 27.03 et le 05.04 2011. Les principaux radioéléments détectés furent le ^{131}I , ainsi que le ^{134}Cs et ^{137}Cs . Les activités maximales mesurées pour ces radioisotopes sur les filtres aérosols des collecteurs à haut débit (situés en plaine) ont été respectivement de 456, 42 et 43 µBq/m^3 . A la Jungfrauoch (collecteur à moyen débit), les activités maximales ont atteint respectivement 916, 39 et 33 µBq/m^3 .

Malgré l'accident de Fukushima, les résultats des mesures 2011 ont montré que les radioéléments d'origine naturelle, ^7Be et ^{210}Pb , prédominent dans les aérosols. Des valeurs comprises entre 1.0 et 8.2 et entre 0.1 et 3.0 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 1.2 µBq/m^3). Le ^{137}Cs , attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépôts de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle identifié régulièrement sur l'ensemble de l'année, et ce, dans les 5 stations. Les activités mesurées pour cet isotope, en dehors de la période mars à mai, sont toutefois très faibles (Exemple de Güttingen/TG: valeur médiane 0.55 µBq/m^3 , maximum 2.9 µBq/m^3).

Des traces de ^{24}Na et de ^{131}I ont par ailleurs été sporadiquement détectées dans les filtres aérosols du CERN (valeurs comprises entre 19 et 90 µBq/m^3 et entre 0.6 et 1.4 µBq/m^3 respectivement). Ces radioisotopes, d'une demi-vie de 15 h pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immissions stipulées dans l'ORaP (100 Bq/m^3 pour le ^{24}Na , et 2.7 Bq/m^3 pour le ^{131}I).

Remarquons encore qu'une faible activité de ^{131}I ($0.6\text{-}0.9 \text{ µBq/m}^3$) a été enregistrée dans tous les filtres aérosols collectés par les stations HVS au cours de la période fin février-début mars. Ce signal a également été détecté en Autriche et en France (R. Gurriaran, comm. pers.). Son origine n'a pu être déterminée. Les traces de ^{131}I détectées début novembre sur les filtres aérosols des stations de Güttingen et Klingnau proviennent de rejets dans l'atmosphère de ^{131}I par l'institut hongrois «Institute of Isotopes Ltd, Budapest». Ces rejets ont pu être détectés dans la majeure partie des pays d'Europe à l'aide des collecteurs d'aérosols à grand volume.

Voisinage des centrales nucléaires

Les résultats des mesures des filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen, Beznau (mesures PSI) et Leibstadt ne se sont pas distingués de ceux enregistrés dans les filtres collectés aux stations de référence, situées hors influence de ces installations. En effet, en dehors du ^{131}I , du ^{134}Cs et du ^{137}Cs , dus à l'accident de Fukushima et détectés dans toute la Suisse entre fin mars et mi mai, ainsi que des traces de ^{137}Cs , attribuables à la remise en suspension d'anciennes contaminations (essais d'armes atomiques des an-

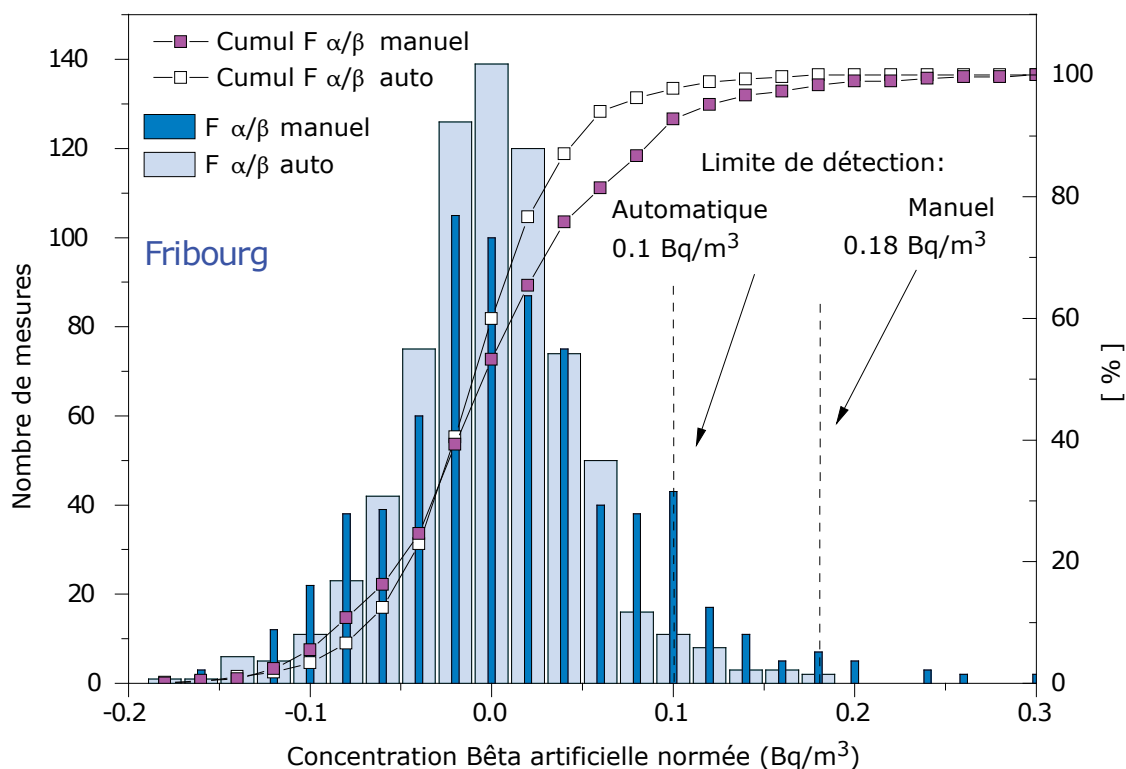


Figure 1:
Calcul de la concentration bêta artificielle à l'aide des deux méthodes de compensation.

nées 50 et 60 ainsi que l'accident de Tchernobyl), aucun radionucléide d'origine artificielle, attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires, n'a pu être mis en évidence dans ces échantillons. La radioactivité des aérosols collectés au voisinage des centrales nucléaires est ainsi essentiellement d'origine naturelle. En effet, avec des valeurs comprises respectivement entre 1.4 et 5.8 et entre 0.1 et 1.5 mBq/m³, les radionucléides ⁷Be et ²¹⁰Pb sont nettement prépondérants.

RADAI

Réseau automatique de surveillance de l'air

Les modifications apportées en 2011

La nouvelle centrale qui gère la collecte et la gestion des données radiologiques et météorologiques ainsi que les transmissions d'alarmes radiologiques et techniques est achevée. Elle est équipée d'une fenêtre de télémaintenance qui permet la commande manuelle de diverses fonctions de contrôle à distance des moniteurs du réseau. En outre, elle permet l'exportation et le tri des données de tous les moniteurs ainsi que des données météo pour utilisation avec des tableurs ou des logiciels graphiques.

L'application Radair-Web est prévue pour être utilisée dans le domaine public et remplacer le site actuel www.radair.ch. L'utilisateur y trouvera une carte des données actuelles et passées, une information sur l'état technique des moniteurs et pourra afficher les données de chaque moniteur sur une période maximale d'une année.

A titre d'essai, le moniteur de Fribourg est équipé d'un logiciel pilote pour la compensation du facteur α/β . L'expérience a montré que le facteur de compensation avec lequel l'activité β est calculée fluctue quotidiennement et en fonction de la saison. Il est donc difficile de remplacer ce facteur par une valeur constante. L'idée est de faire une moyenne glissante des rapports entre les activités α et les activités β sur les « n » dernières mesures et d'utiliser cette moyenne pour le calcul de la concentration β de la dernière mesure. Le but étant, d'une part d'automatiser la mesure le mieux possible et d'autre part d'améliorer la sensibilité. La figure 1 montre, sur un intervalle de 15 jours, la différence entre les 2 méthodes de compensation.

Principe de mesure

Rappelons que les activités α totales mesurées dans l'environnement sont supposées d'origine naturelle: le gaz radon émanant du sol ainsi que ses produits de filiation.

Des mesures de radon ($^{222}\text{Rn} + ^{220}\text{Rn}$) ont été effectuées en 2011 aux stations de Bellinzona et de Genève, proche des lignes d'aspiration. Les figures 2 et 3 montrent que la contribution des concentrations α mesurées par les moniteurs FHT59S provient bien essentiellement du radon et de ses produits de filiation.

Les moniteurs FHT59S utilisent un algorithme de compensation pour calculer la contribution potentielle d'émetteurs β artificiels à partir de la mesure d' α total et du rapport α/β . Une alarme est déclenchée si la valeur du β artificiel calculé dépasse un seuil prédéfini.

Résultats de mesure

Collecteurs d'aérosols:

Les activités α/β totales, mesurées par les moniteurs RADAIR, peuvent être consultées en temps réel sur Internet, à l'adresse www.radair.ch (mise à jour toutes les 30 min).

La figure 4 montre les concentrations alpha naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2011 aux stations de Bâle, de Genève, de Bellinzona et du Weissfluhjoch ainsi que les histogrammes des concentrations bêta artificielles obtenues après compensation.

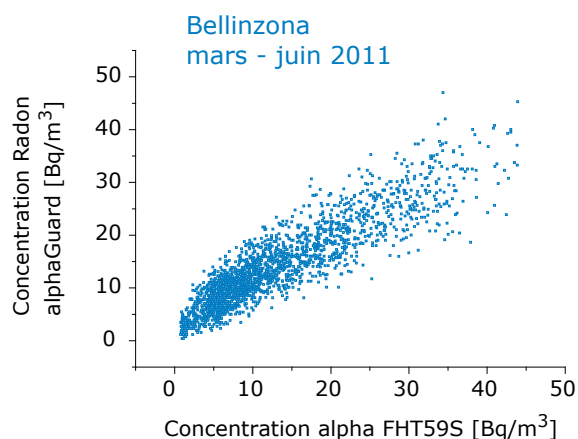


Figure 2:

Comparaison des concentrations alpha mesurées par le moniteur d'aérosols "FHT59S" et un appareil de mesure du Radon "AlphaGuard" (mesures effectuées sur le site de Bellinzona). On remarque une très bonne correspondance pour la période étudiée.

Les concentrations alpha maximales enregistrées dans les différentes stations dépendent de la situation géographique ainsi que de la nature géologique du sol. Pour une station donnée, ces valeurs fluctuent également au cours de l'année, d'un facteur 2 pour les stations de plaine et d'un facteur 5 pour les stations de montagne (cf Figure 4).

Les différences marquées entre concentrations maximales et concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle allant de 5 à 90 Bq/m³ suivant les sites (le phénomène d'inversion thermique limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent alors près du sol durant la nuit). L'automne ayant été relativement sec et ensoleillé, il fût propice aux fortes inversions thermiques, donc à des concentrations α plus élevées que durant le reste de l'année. Notons encore, d'une manière générale, que les concentrations naturelles les plus faibles se rencontrent au printemps où le brassage des masses d'air est plus important.

Plus les fluctuations de radioactivité naturelle sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence et donc plus la limite de détection de la concentration bêta artificielle sera élevée. On observe ainsi un rapport d'environ 80 à 150 entre la limite de détection des concentrations β artificielles et les valeurs maximales des concentrations α . La présence irrégulière du radon et de ses produits de filiation sur le sol suisse est ainsi responsable des différences notables observées en fonction des sites dans les limites de détection de la radioacti-

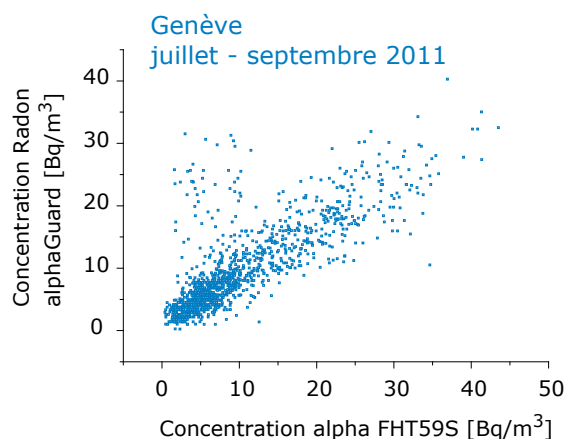


Figure 3:

Comparaison des concentrations alpha mesurées par le moniteur d'aérosols "FHT59S" et un appareil de mesure du Radon "AlphaGuard" (mesures effectuées sur les sites de Genève). On remarque un nuage de points avec des concentrations élevées en radon mais des concentrations faibles en α . Cette configuration correspond à une situation suivant un épisode de précipitations. Ces pluies lessivent les produits de filiation attachés à des particules mais ne changent pas les concentrations du radon (gaz noble).

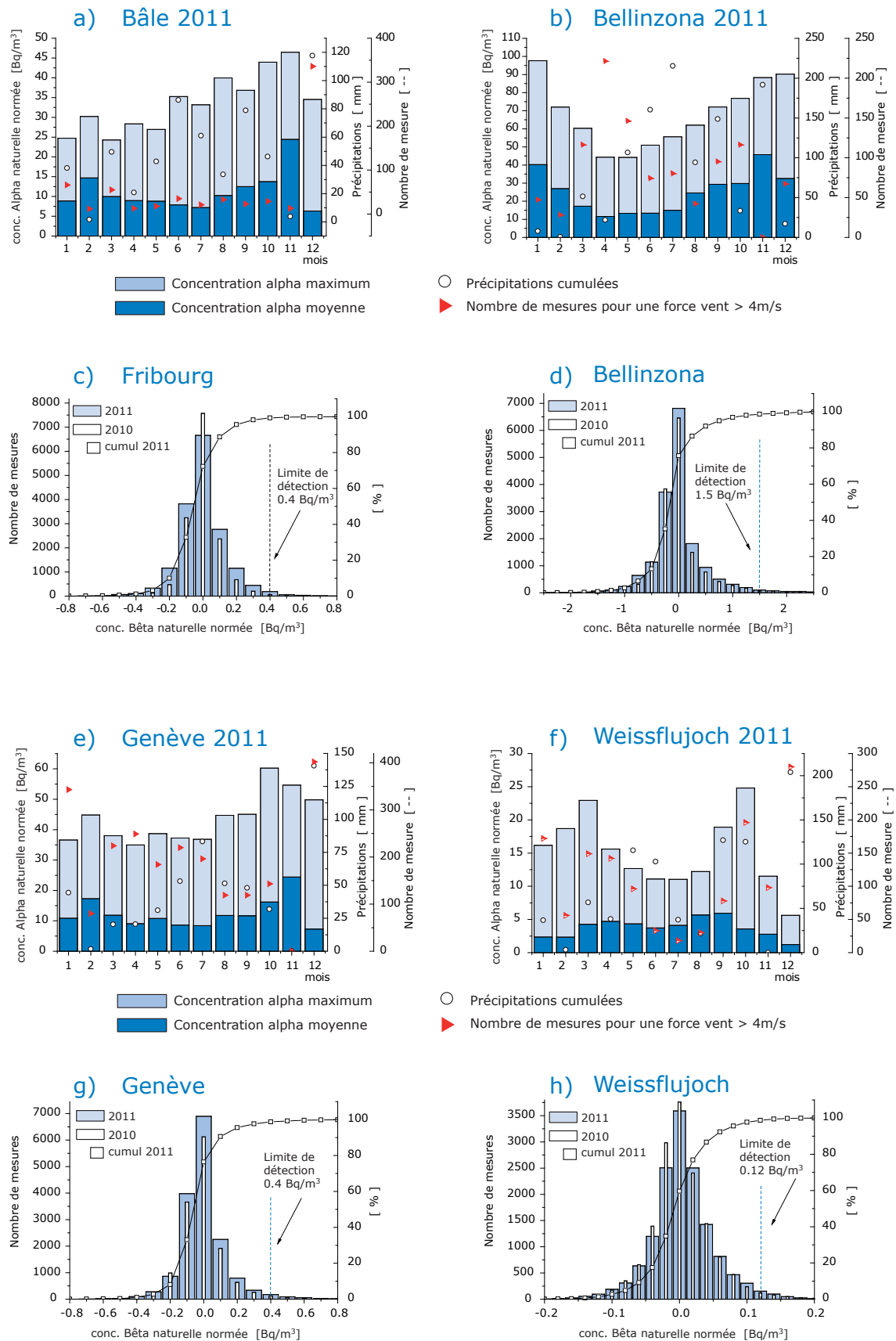


Figure 4 :

Les graphiques a), b), e) et f) montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes et maximales et les précipitations mensuelles moyennes ainsi que la densité des vents enregistrés en 2011 aux stations de Bâle, Genève, Bellinzone et Weissfluhjoch. Les graphiques c), d), g) et h) représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2010 et 2011 à ces mêmes stations.

tivité β d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration bêta (Figure 4 c, d, g et h) montrent ces limites. Malgré un bon suivi de la compensation, les incidents de radioactivités plus petits que 0.4 à 1.5 Bq/m³ ne sont pas décelables par les moniteurs situés en plaine. Cette limite s'abaisse à 0.2 Bq/m³ pour les stations d'altitude.

De manière générale, les histogrammes des concentrations β artificielles moyennes normées enregistrés en 2010 et en 2011 montrent que les limites de détection sont restées sensiblement les mêmes pour ces deux années. Pour les stations de plaine, la forte fluctuation diurne-nocturne contraint à avoir un facteur de compensation sensiblement plus bas afin d'éviter les pics de mesures de la radioactivité β d'origine naturelle; l'histogramme est alors décentré vers les valeurs négatives.

Notons pour terminer qu'aucune activité β d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par les collecteurs α/β en 2011. Suite à l'accident de Fukushima, les concentrations β de l'iode particulaire (attaché aux aérosols) ainsi que des isotopes du césium furent trop faibles pour être décelées par ce type de moniteur.

Collecteur de Iode-131:

Au mois d'avril, les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (¹³¹I) ont décelé des activités légèrement supérieures aux valeurs usuelles, de l'ordre de 1 Bq par cartouche suite à l'accident de Fukushima.

Durant le prélèvement, l'iode gazeux se combine chimiquement avec les granules de nitrate d'argent et s'accumule dans la cartouche de collecte du moniteur. Avec deux points par jour, la figure 5 montre

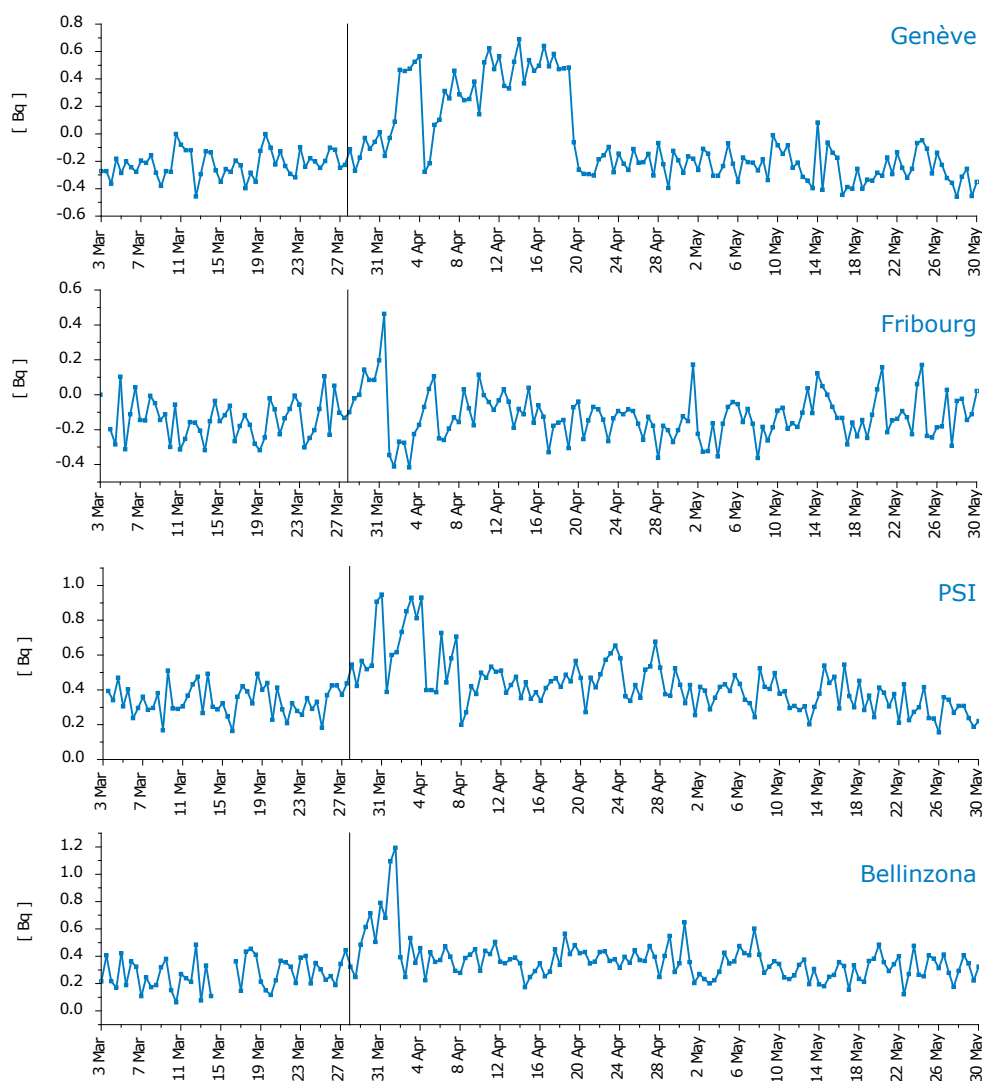


Figure 5:

Activités moyennes (sur 12 heures) du ¹³¹I accumulées dans les cartouches de nitrate d'argent et mesurées sur site par les scintillateurs des moniteurs du réseau RADAIR-iode de Bellinzona, Fribourg, Genève et PSI entre début mars et fin mai.

l'arrivée de l'iode gazeux au niveau du sol le 27 mars. Les granules de chaque station ont été mesurés en laboratoire (voir également chapitre 4.1). Les brusques descentes de l'activité correspondent au renouvellement des granules. Avec la dilution dans l'air et la courte demi-vie de l' ^{131}I (8 jours), au mois de mai l'activité n'était plus mesurable par ces moniteurs.

Moniteur spectroscopique γ :

Suite au dégât sur le disque dur et à la perte du programme de commande de l'automate, le moniteur de spectroscopie γ (FHT59N) a été réparé en avril. La figure 6 montre les concentrations journalières du ^{214}Pb et du ^{214}Bi en parallèle avec les concentrations α journalières du collecteur d'aérosols pour la même période. Les concentrations des autres nucléides naturels ^{208}Tl , ^{212}Pb et ^{212}Bi sont visibles, mais négligeables. La contribution principale des α mesurés avec les collecteurs d'aérosols provient de la chaîne de désintégration de l' ^{238}U .

Les pannes:

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2011 entre 85 et 97% suivant les stations pour les collecteurs d'aérosols et entre 93 à 98% pour les moniteurs d'iode pour lesquels les pannes mécaniques sont inexistantes. D'une manière générale, les pannes les plus courantes ont été, dans l'ordre de fréquence: des problèmes de réglage de l'embrayage de la bobine tractrice, le positionnement incorrect des filtres lors du changement de ces derniers, des pannes de climatisation des locaux, quelques courtes pannes de secteur et un défaut d'une carte électronique dans la chaîne de mesure.

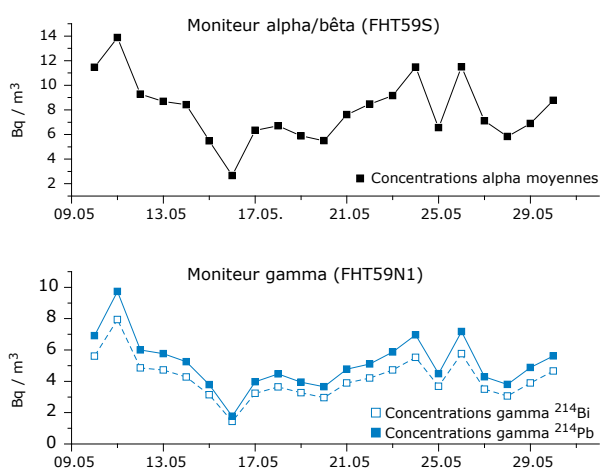


Figure 6: Comparaison entre les concentrations alpha totales du moniteur d'aérosols FHT59S et les concentrations gamma des radionucléides naturels mesurées par le moniteur spectroscopique FHT59N. Les deux moniteurs étaient à Fribourg, sur le même site.

Précipitations

Mesure des émetteurs gamma

En 2011, des échantillons de pluie ont été collectés en continu aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Bznau, au voisinage du PSI ainsi qu'à Cernier/NE, à Davos/GR et à Güttingen/TG pour l'analyse mensuelle des émetteurs gamma. Les pluviomètres situés à Fribourg et à Locarno-Monti/TI ont été déménagés en cours d'années, respectivement à Posieux/FR et à Cadenazzo/TI (stations de référence).

L' ^{131}I , le ^{134}Cs et le ^{137}Cs provenant de l'accident de Fukushima ont pu être détectés dans certains échantillons de précipitations des mois de mars à mai (concentrations maximales de 40 mBq/l en mars pour l' ^{131}I et de respectivement 10.3 et 9.4 mBq/l pour le ^{134}Cs et le ^{137}Cs en avril). En dehors de cette période et à l'exception de traces sporadiques de ^{137}Cs provenant de l'accident de Tchernobyl, aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les précipitations au cours de l'année 2011. Des valeurs comprises entre 0.1 et 1.8 Bq/l ont été mesurées pour le ^7Be naturel.

Mesure du tritium

L'Université de Berne a cessé, fin 2010, les mesures du tritium à très bas niveau. En effet, les investissements importants auxquels il aurait fallu procéder pour renouveler le système de mesure couplés aux réductions en personnel ont rendu cette activité nettement déficitaire. Le suivi du tritium à très bas niveau dans les échantillons de précipitations de Meiringen et du Grimsel dans l'Oberland Bernois, de Nyon et La Brévine en Suisse romande et de Locarno et Pontresina au Sud des Alpes s'est donc arrêté fin 2010. Pour compenser en partie cette réduction, l'OFSP analysera dès 2012 les concentrations en tritium dans les échantillons de précipitations des stations de référence de Cadenazzo/TI et de Güttingen/TG en plus de ceux de la station de Fribourg/Posieux, qu'il suit depuis de nombreuses années. Pour cette station de référence, les teneurs en tritium enregistrées en 2011 n'ont que rarement été supérieures à la limite de détection de 2 Bq/l et ont atteint, au maximum, 2.7 ± 0.7 Bq/l.

L'OFSP mesure le ^3H dans les précipitations du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt. Le PSI analyse chaque mois les échantillons de pluie du voisinage du PSI, du ZWILAG ainsi que de la centrale nucléaire de Bznau. Les concentrations mensuelles de ^3H enregistrées en 2011 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, de Gösgen et de Leibstadt sont restées proches de celles enre-

gistrées dans les stations de référence situées hors influence de ces installations, avec des concentrations maximales de 3 - 4 Bq/l. A proximité de Beznau, du PSI et du ZWILAG, les concentrations sont généralement restées proches du seuil de détection de 1 à 2 Bq/l avec ponctuellement des valeurs légèrement plus élevées (valeur maximale de 35 Bq/l enregistrée au voisinage du PSI). Ces valeurs sont cependant très inférieures aux valeurs limites autorisées (voir Chapitre 8.6).

La surveillance des entreprises utilisatrices de tritium s'est poursuivie comme par le passé. Les concentrations de tritium mesurées dans les échantillons de précipitations prélevés au voisinage de l'entreprise RC-Tritec à Teufen/AR ont nettement diminué par rapport aux années précédentes. Celles enregistrées près de l'entreprise mb-Microtec à Niederwangen/BE sont, en revanche, restées stables. Avec une concentration de 2'100 Bq/l, c'est dans la station située à proximité immédiate de cette entreprise (station "Firma") qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au premier semestre 2011. Cette valeur représente environ 17.5 % de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public. Les résultats des mesures du tritium dans les précipitations au voisinage des industries utilisatrices de tritium sont détaillés au Chapitre 9.3

Notons encore que malgré la disparition totale des ateliers de posage spécialisés dans l'application de peintures luminescentes à base de tritium dans la région de La Chaux-de-Fonds depuis 2008, la surveillance du tritium dans les précipitations a été maintenue. Les résultats des mesures ont montré que les concentrations en ^3H dans ces échantillons sont généralement restées inférieures à 2 Bq/l, avec une valeur plus élevée (32 Bq/l) en juin.

Conclusions

Les différents réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'air, exploités par l'OFSP, ont parfaitement rempli leur rôle en 2011. La mesure des filtres aérosols des collecteurs à haut débit a permis de déceler les retombées (^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) de l'accident survenu dans la centrale nucléaire japonaise de Fukushima Dai-ichi sur le territoire suisse dès la fin mars, traces qui n'ont pu être détectées par les réseaux de mesure automatiques. Même si les concentrations maximales enregistrées sont restées nettement inférieures aux limites légales, l'expérience a montré qu'il était indispensable de disposer d'un réseau d'une très grande sensibilité, permettant de mesurer les niveaux réels de radioactivité dans l'environnement afin de pouvoir informer de manière transparente la population et les instances publiques.

Bien que les concentrations en radionucléides bêta soient restées inférieures à la limite de détection des moniteurs alpha-beta du réseau RADAIR, les cartouches de nitrate d'argent du réseau RADAIR iode, mesurées en laboratoire, ont permis l'évaluation de la fraction de ^{131}I présent dans l'air sous forme gazeuse suite à l'accident de Fukushima.

En dehors de la période fin mars-fin mai, les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air et les précipitations obtenus en 2011 sont restés conformes à ceux des années précédentes et ont montré la prédominance de la radioactivité naturelle dans ces compartiments environnementaux.

4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

M. Müller, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 BERN

Zusammenfassung

Mittels zwei an Militärflugzeugen montierten Sammelgeräten werden in 8'000 bis 12'000 m Höhe Luftproben erhoben. Im Falle eines Ereignisses mit Radioaktivitätsfreisetzung kann somit im Idealfall der Nuklidzusammensetzung bereits bestimmt werden, bevor sich die Radioaktivität auf Boden und Pflanzen absetzt. Das Einsatzkonzept sieht im Normalfall 6 Flüge pro Jahr vor, im Ereignisfall können nach Absprache zusätzliche Sammelflüge durchgeführt werden.

Vorgeschichte

In den 60er-Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die damalige KUER (Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) wurde deshalb in den 50er-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschlägen aufzubauen, um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können.

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität in die Atmosphäre, und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen

Höhe mit dem Wind verfrachtet.

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 60er-Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, welches ermöglichte, mittels Militärflugzeugen Luftproben (Aerosole) aus 8'000 bis 12'000 m Höhe zu sammeln um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60er-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

Ab dem Jahr 2000 war ein Einsatz mit den Sammelgeräten der ersten Generation nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängenvorrichtung verfügen; zudem zeigte sich auch, dass die seit rund 30 Jahren eingesetzten Geräte einer Überholung bedurften. Mit dieser Erneuerung und Anpassung sowie der erneuten Flugzulassung wurde RUAG Aerospace (die Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.

Sammlung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikel erfolgt mit Sammelaggregaten, die unter dem Flügel eines Tigers F-5F/E befestigt werden. Der Lufteinlass kann vom Piloten geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Die Geräte wurden im Windkanal kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer die Anzahl gesammelter Kilogramm Luft ermittelt werden kann.

Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden, je nachdem, ob bei einem Ereignis die radioaktive Wolke bis in die Stratosphäre aufsteigt. Im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen, wobei seit Anfangs 2010 Hin- und Rückflug abwechselungsweise über resp. unter der Tropopause erfolgen. Die Höhe der Tropopause wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt.

Die Fluggeschwindigkeit beträgt normalerweise etwa 0.8 Mach. Bei einer durchschnittlichen Flugdauer von 20 bis 30 Minuten liegt die gesammelte Luftmenge somit zwischen 2'000 und 4'000 kg.

Als Filtermaterial wird ein Zellulosefilter (Sorte 0048, Art. Nr. 348987) von Whatman mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Für die Mes-

sungen wird der Filter halbiert und eine Hälfte mit einer hydraulischen Presse mit 25 Tonnen zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst. Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen.

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

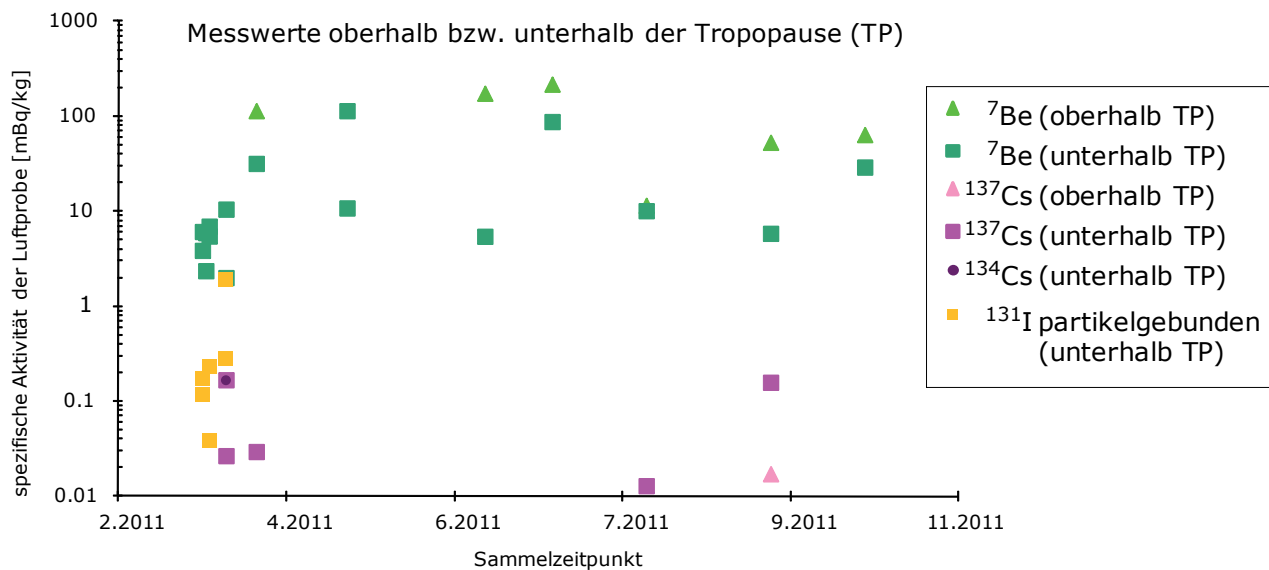
Messung der Proben

Die Messung erfolgt im Labor mittels hochauflösender Gammaskpektrometrie, wo nach 1-2 Tage Messzeit für ^{137}Cs eine Nachweisgrenze von 10 - 50 $\mu\text{Bq/kg}$ Luft erreicht wird. Anschliessend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden.

Infolge des Reaktorunfalls Fukushima (Japan) im Frühling 2011 wurden zusätzliche Sammelflüge in einer Höhe von 5-8 km durchgeführt. Wie in Figur 3 ersichtlich wurde dabei eine erhöhte ^{131}I -Konzentrationen gemessen.



Figur 1 & 2:
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger sowie Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.

**Figur 3:**

^7Be -, ^{134}Cs -, ^{137}Cs - und partikelgebundene ^{131}I - Messwerte in mBq/kg Luft im Jahr 2011.

Der höchste Wert von 1.89 mBq/kg stammt vom 30. März 2011, wobei infolge meteorologischen Einflüssen und der relativ kurzen Halbwertszeit von 8 Tagen das Radionuklid eine gute Woche später bereits nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Die gemessenen Werte sind im Bezug zum Immissionsgrenzwert¹⁾ von 2'700 mBq/m³ gering. Für einen direkten Vergleich müsste jedoch noch berücksichtigt werden, dass in diesem Fall nur das partikelgebundene Iod gemessen wird (ca. 1/5 der gesamten Iod-Konzentration). Die geschätzte maximale Iod-Konzentration - auf Normaldruck gerechnet - lag somit bei ca. 10 mBq/m³.

Die ^{137}Cs -Werte, welche in Bodennähe nach dem 11. März deutlich über dem Jahresdurchschnitt lagen, sind dagegen in mehreren Kilometern Höhe vom vom Bombenfallout stammenden ^{137}Cs kaum zu unterscheiden. Im Gegensatz dazu lässt sich das gemessene ^{134}Cs eindeutig dem Reaktorunfall in Japan zuordnen, da dieses Nuklid ansonst in der Atmosphäre nicht vorkommt.

Andere künstliche Radionuklide konnten im Berichtsjahr nicht nachgewiesen werden.

Quellen:

1) Immissionsgrenzwerte für Radionuklide in der Luft im öffentlich zugänglichen Bereich gemäss Art. 102 der Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV).

4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, M. Fujak, S. Bollhalder

Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

M. Zehringer

Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{58}Co , ^{60}Co und ^{54}Mn vom Kernkraftwerk Mühleberg, aber auch ^{137}Cs vom Tschernobylunfall nachgewiesen. Als Folge der in den letzten Jahren erfolgten Reduktionen der Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co durch das KKW Beznau lagen die Konzentrationen in den Wasserproben von Klingnau und Pratteln häufig unter der Nachweisgrenze. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar, in Wasserpflanzen ^{40}K und geringe Spuren von ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{137}Cs und überraschenderweise auch mehrfach ^{131}I . Messungen im Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine Spuren künstlicher Radionuklide gefunden werden. Drei Monatsproben aus der Rauchgas-Waschanlage der Kehrlichtverbrennungsanlage Hagenholz zeigten Spuren von ^{137}Cs und fünf Proben enthielten Spuren von ^{131}I ($<3\text{ Bq/L}$). Insgesamt führten die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

Überwachung der Abgaben der Kernanlagen

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 verlässt, zu bilanzieren.

Methoden

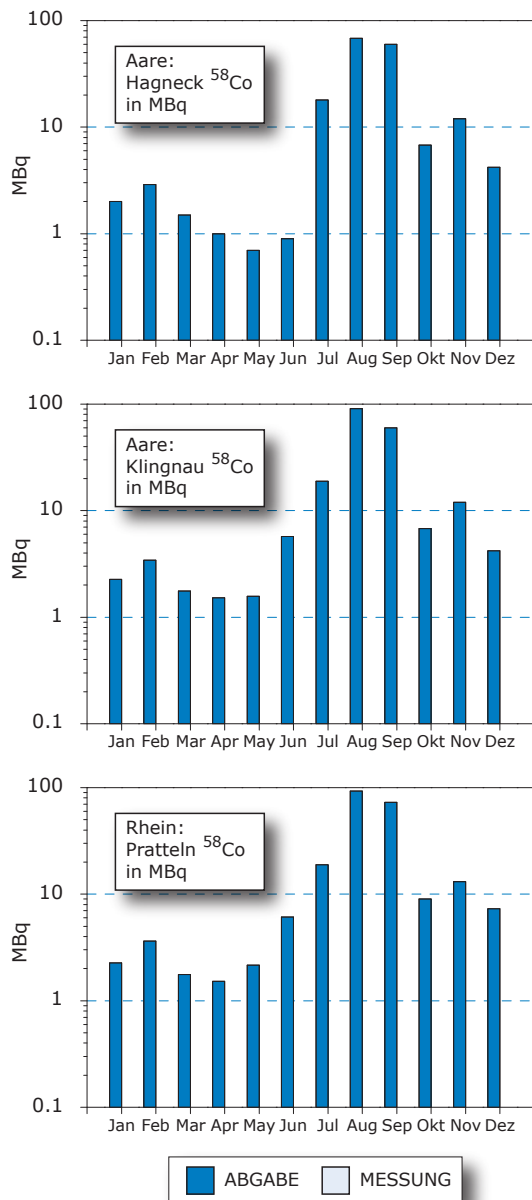
Die Aktivitäten aller an der Eawag gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaspektrometrie bestimmt. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität auf das Trockengewicht bezogen. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und gemessen. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe zwischen 50 und 200 Liter ergibt. Die mittleren Abflussmengen der drei Stationen waren 2011 bei Hagneck ca. $130\text{ m}^3/\text{s}$, bei Klingnau ca. $380\text{ m}^3/\text{s}$ und bei Pratteln ca. $800\text{ m}^3/\text{s}$. Die Nachweisgrenzen für ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{137}Cs liegen je nach Wasserführung des Flusses bei 50 - 100 MBq in Hagneck, bei 100 - 300 MBq in Klingnau und bei 500 - 1'000 MBq in Pratteln.

Die Rheinproben von Diepoldsau und Rekingen werden direkt gemessen. Dasselbe gilt für die Wasserproben aus Rhone und Ticino, die von der Sektion Umweltradioaktivität (URA) auf Gammaaktivität überwacht werden. Die Bestimmung der Tritiumaktivität wird ab 2003 durch die Sektion URA und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz/D durchgeführt. Das Kantonale Labor Basel Stadt macht tägliche Tritiummessungen von Proben aus der Rheinüberwachungsstation Weil.

Bei den Probenahmestellen Hagneck, Klingnau und Pratteln sammelt die Eawag monatliche Schwebstoffproben in Sedimentfallen. Die Schwebstoffe im Rhein wurden zusätzlich bei der Rheinüberwachungsstation in Weil unterhalb von Basel beprobt und vom kantonalen Labor Basel Stadt gemessen.

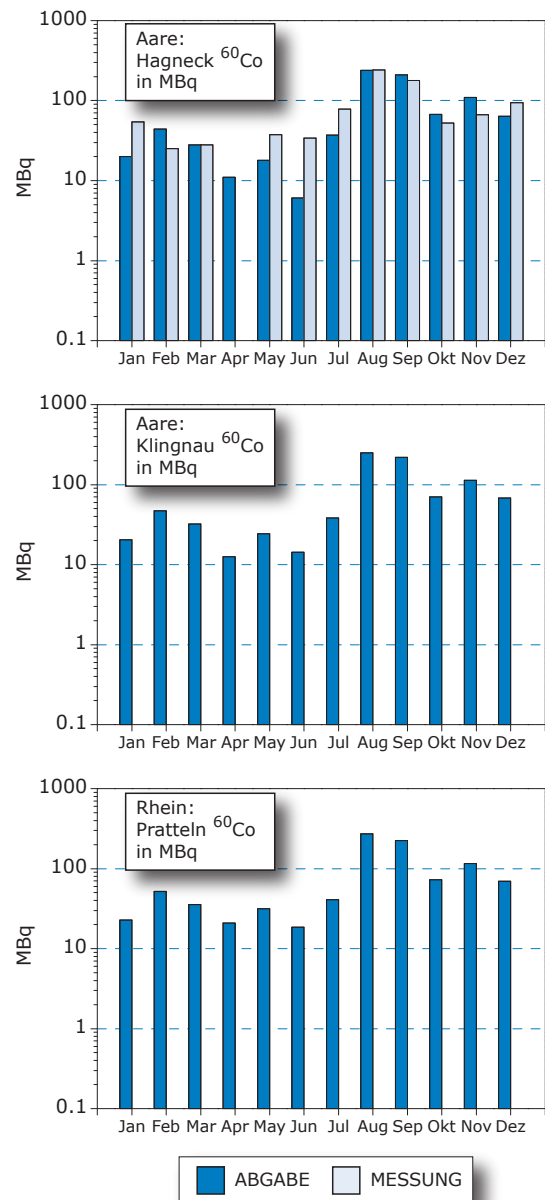
Wasserproben

Die Abgaben der Kernkraftwerke werden mittels abflussproportionalen monatlichen Wasserproben an drei Standorten entlang von Aare und Rhein überwacht. 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.



Figur 1: ^{58}Co -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben (blau) zeigen, dass Total der flussaufwärts liegenden Kernkraftwerke und erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten. Sie sind so gering, dass sie durch die Messungen des Flusswassers nicht mehr nachgewiesen werden konnten. ^{58}Co stammt zum grössten Teil von Mühleberg und Beznau.

Die Figuren 1 bis 4 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahmestationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken 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).

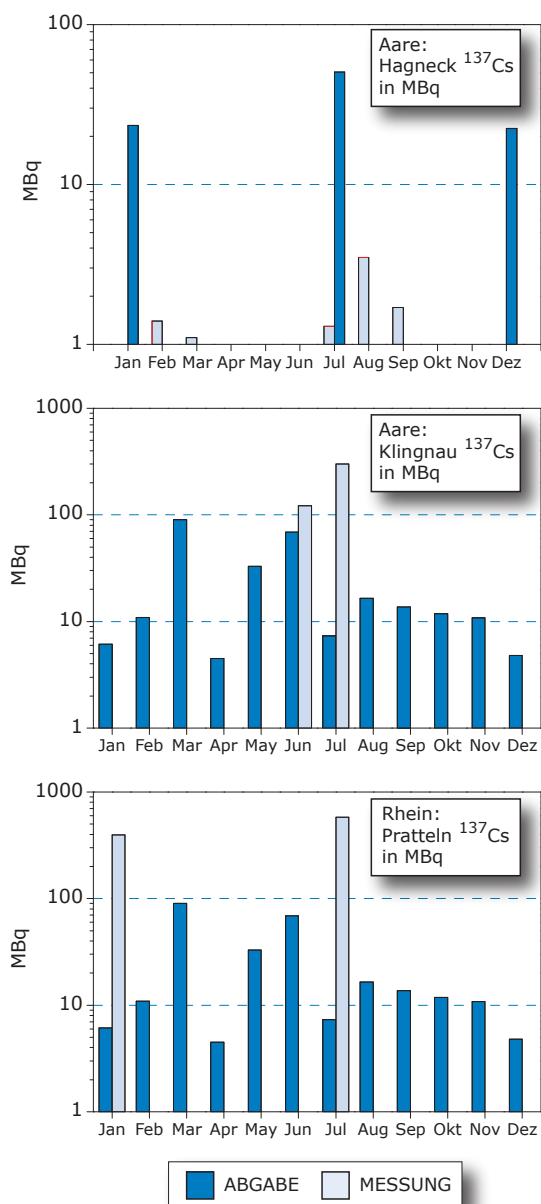


Figur 2: ^{60}Co -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision des KKW's Mühleberg. Die Messungen bei Hagneck stimmen gut mit den Abgaben von Mühleberg überein. Bei den folgenden Probenahmestellen liegen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze.

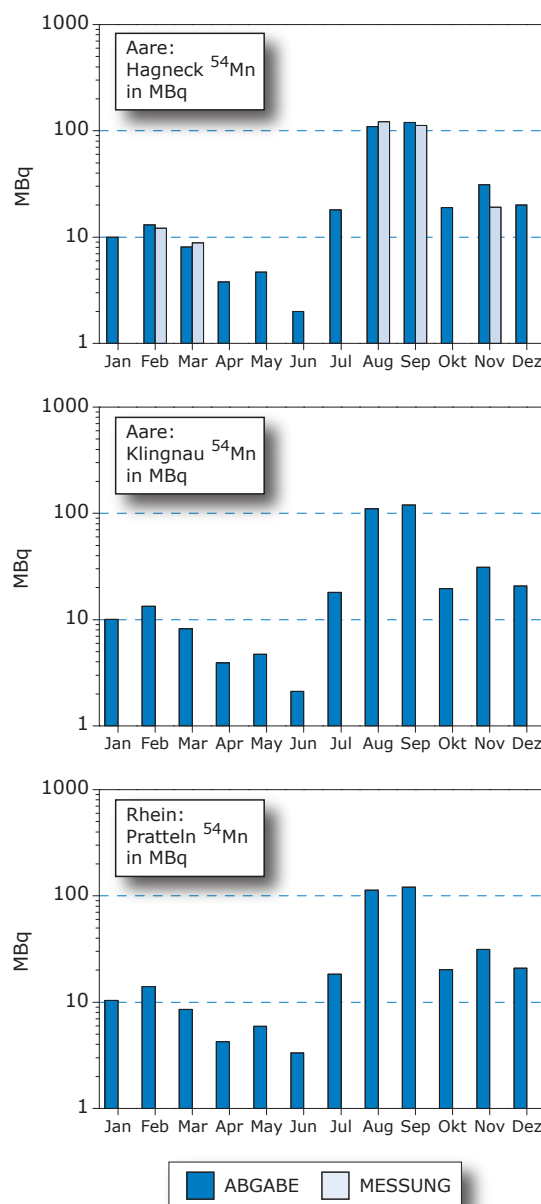
Das meiste ^{58}Co , ^{60}Co und ^{54}Mn stammt aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision. Diese stimmen mit den Messungen bei Hagneck gut überein. Da sich die chemisch reaktiven Radionuklide zum Teil an Partikel anlagern und im Bielersee und den Flüssen Aare und Rhein sedimentieren sowie als Folge von Verdünnung durch Zuflüsse liegen die Messwerte bei Klingnau und

Pratteln meist unter der Nachweisgrenze von ca. 100 MBq.

Im Falle von ^{137}Cs (Fig. 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Dieses Phänomen, das auch in früheren Jahren beobachtet wurde, ist auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobyl-Unfall zurückzuführen und überwiegt die Abgaben.



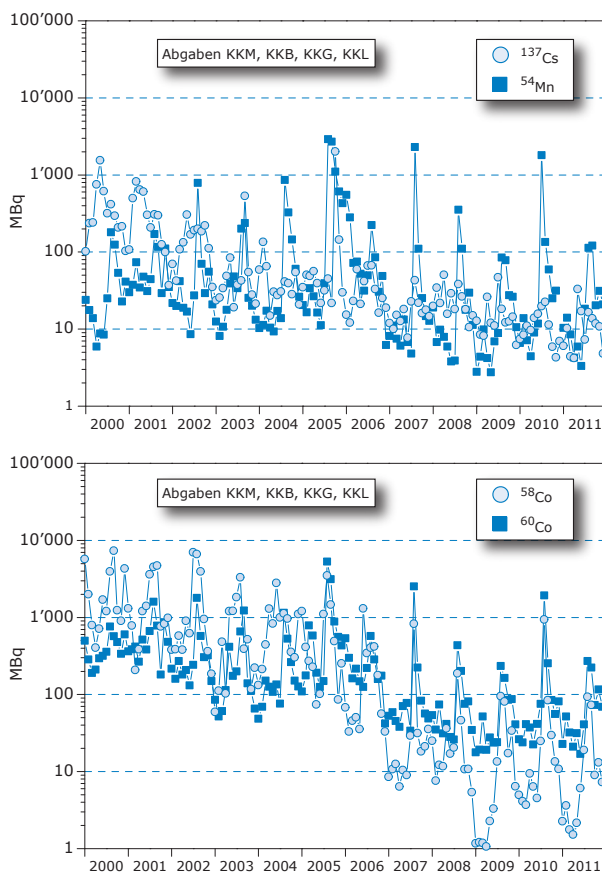
Figur 3: ^{137}Cs -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass ^{137}Cs zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.



Figur 4: ^{54}Mn -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg während der Revision im Herbst und stimmen gut mit den Messungen überein. Bei den Stationen Klingnau und Pratteln liegen die ^{54}Mn Aktivitäten unter der Nachweisgrenze.

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

Beim Tritium zeigten die Wasserproben aus der Aare oberhalb des Kernkraftwerkes Mühleberg tiefe Aktivitäten von 2 Bq/l ^3H oder weniger. Die Tritiumaktivitäten in den Monatsproben von der Aare bei Brugg/AG und vom Rhein bei Weil, unterhalb Basel, sind ebenfalls unter 2 Bq/l geblieben mit Ausnahme der Monate April bis Juni. In dieser Zeit gab das Kernkraftwerk Gösgen, wie jedes Jahr, Tritium-haltiges Wasser ab, was zu leicht erhöhten Tritiumkonzentrationen im Flusswasser führte (siehe Figur 11 sowie Kapitel 8.6).



Figur 5: Monatliche Abgaben von ^{137}Cs und ^{54}Mn (oben) und ^{60}Co und ^{58}Co (unten) aller KKW's seit dem Jahr 2000.

Jahresgesamtbilanz Pratteln ^{58}Co und ^{60}Co

Tabelle 1 und 2 zeigen einen Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ^{58}Co und ^{60}Co Aktivitäten mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen haben. Mit Ausnahme des Jahres 2009, das nur aufgrund der Julidaten hochgerechnet wurde, zeigt die Bilanz, dass im allgemeinen rund 50% der Aktivitäten die Schweiz verlassen. Allerdings können in den letzten Jahren als Folge der deutlich geringeren Abgaben und der damit verbundenen Unterschreitung der Nachweisgrenze nur noch obere Grenzwerte angegeben werden.

Tabelle 1:

Vergleich der totalen jährlichen Abgaben von ^{58}Co mit den im Rhein bei Pratteln gemessenen Aktivitäten in GBq. M/A zeigt das Verhältnis zwischen Messung (M) und Abgabe (A), das unter 1 liegen sollte.

Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	20.7	13.2	0.6
2002	22.3	13.3	0.6
2003	9.6	4.2	0.4
2004	10.6	4.3	0.4
2005	9.2	10.2	1.1
2006	3.0	1.0	0.3
2007	1.0	< 1.0	< 1.0
2008	0.4	< 0.1	< 0.3
2009	0.3	< 0.2	< 0.7
2010	1.1	< 0.1	< 1.0
2011	0.2	< 1.1	< 4.7
mittel	7.1	< 4.5	< 1.0

Tabelle 2:

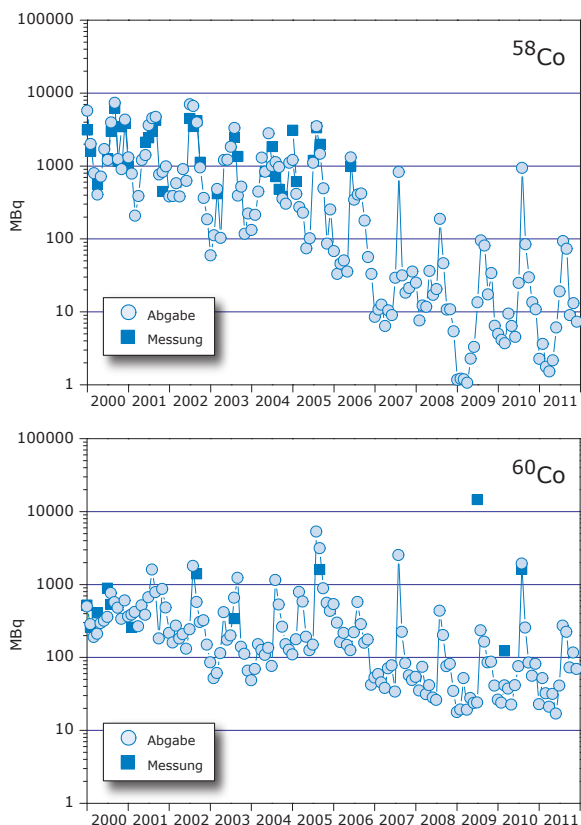
Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ^{60}Co Aktivitäten mit den Messungen in Pratteln.

Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	6.9	0.3	0.04
2002	4.6	1.4	0.30
2003	3.3	0.3	0.10
2004	2.9	< 0.1	< 0.1
2005	12.4	1.6	0.13
2006	2.9	0.4	0.14
2007	3.3	< 0.1	< 0.1
2008	1.1	< 0.1	< 0.1
2009	0.8	14*	
2010	2.7	1.7	0.62
2011	1.0	< 0.1	< 0.1
mittel	3.8	< 1.8	< 0.1

* Dieser Wert beruht auf dem Monat Juli, der durch ein starkes Hochwasser ausgezeichnet war

Jahresgesamtbilanzen aller KKW's

Figur 5 zeigt die gesamten monatlichen Abgaben aller KKW's seit dem Jahr 2000. Als Folge der Revisionen sind die Abgaben jeweils im Sommer am höchsten. Generell ist eine deutliche Abnahme zu beobachten, vor allem zwischen 2006 und 2007. In Figur 6 sind die Abgaben der Co-Isotope zusammen mit den im Flusswasser gemessenen Werten dargestellt. Die tieferen Abgaben der letzten Jahre konnten mit den Messungen oft nicht mehr erfasst werden.

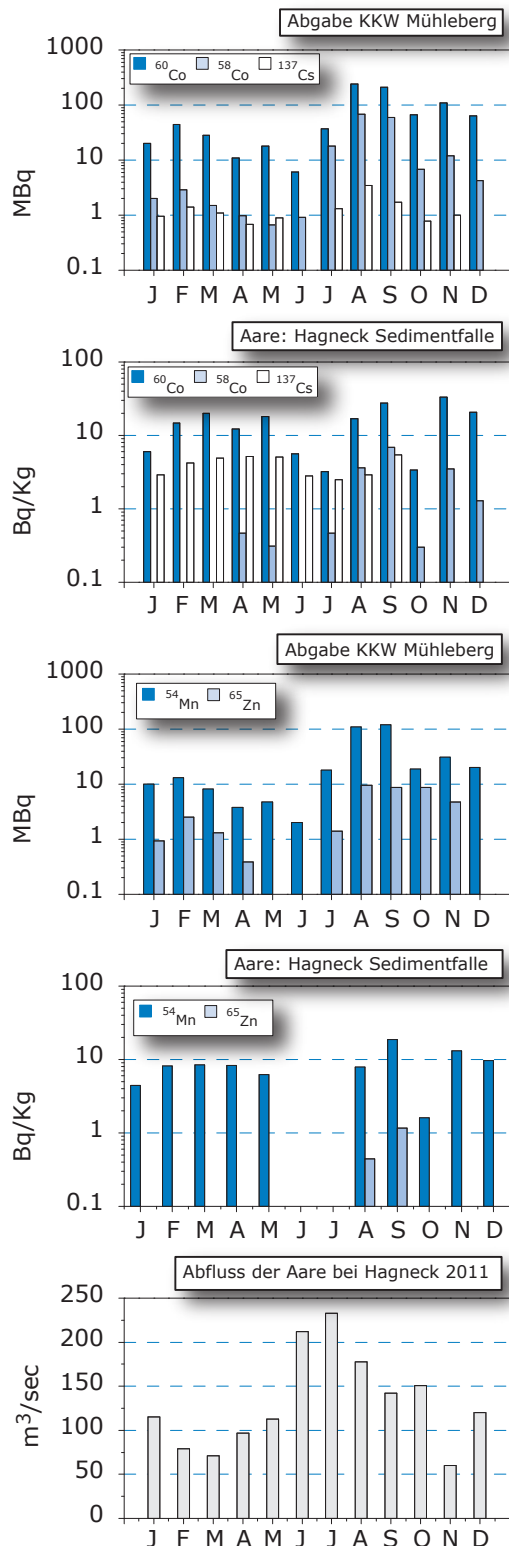


Figur 6:

Monatliche Abgaben und Messungen ^{58}Co und ^{60}Co während den letzten elf Jahren. Es ist klar ersichtlich, dass die Abgaben vor allem im Sommer während der Revisionen erfolgen und über die Jahre deutlich abgenommen haben.

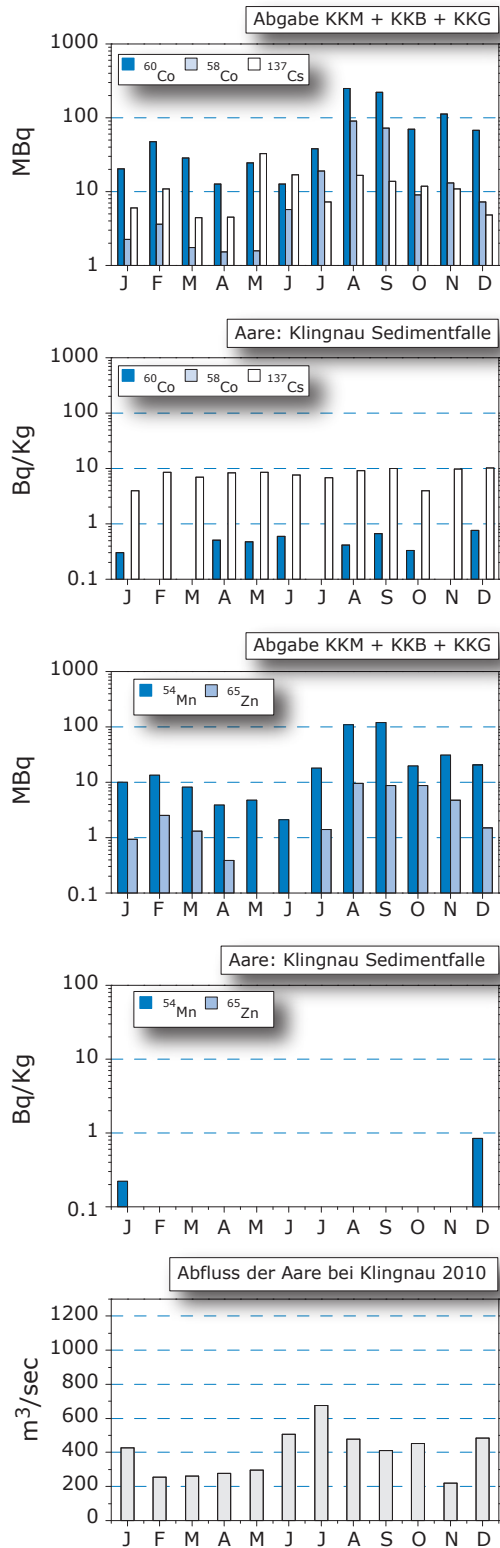
Sedimentproben

Wie bereits erwähnt, sind die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Flusseigenschaften 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 jeweils über einen Monat ablageren.

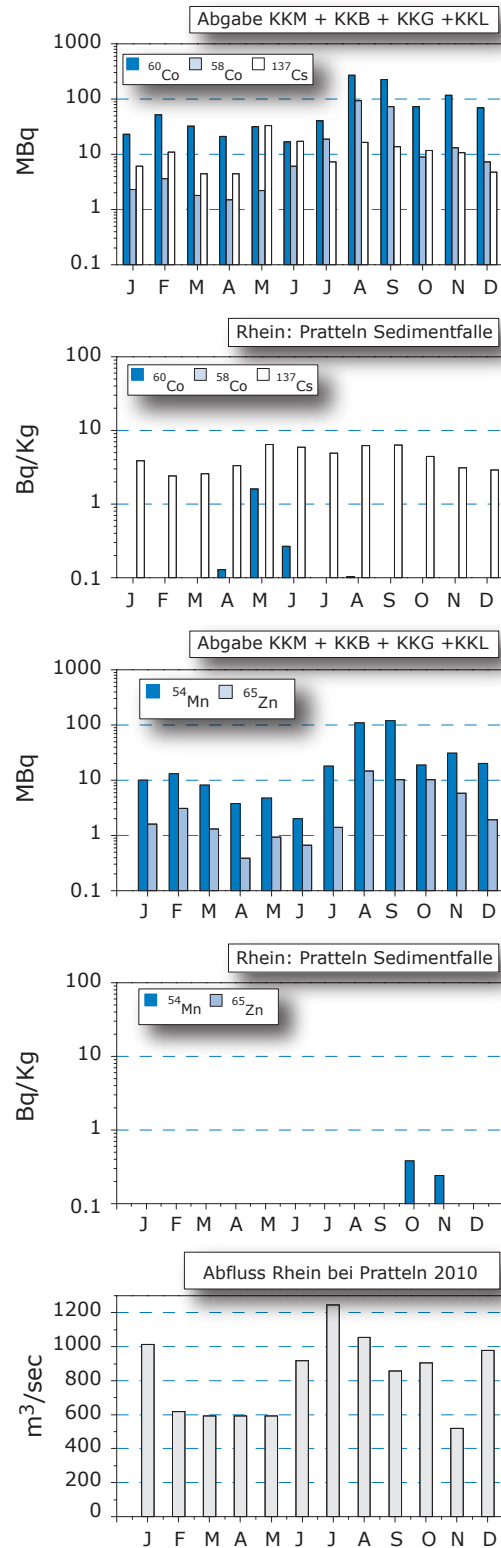


Figur 7:

In den ersten 4 Teilfiguren sind abwechselungsweise die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg und anschließend die entsprechenden gemessenen Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck dargestellt. Die 5. Teilfigur zeigt die mittleren monatlichen Abflussmengen der Aare bei Hagneck. Abgaben und gemessene Konzentrationen zeigen mit Ausnahme von ^{137}Cs einen ähnlichen Verlauf mit hohen Werten im August und September.



Figur 8:
Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs , das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt. Vereinzelt sind noch Spuren von ^{60}Co und ^{54}Mn nachweisbar.



Figur 9:
Ähnlich wie in Klingnau zeigen die Sedimentfallen von Pratteln nur noch ab und zu geringe Konzentrationen von ^{60}Co und ^{54}Mn . ^{137}Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall.

Die in den Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in MBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gemessenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im August und September. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei als Folge des grösseren Abstandes von Mühleberg in Klingnau und Pratteln die Konzentrationen deutlich geringer sind und teilweise unter der Nachweisgrenze liegen. Bis auf ^{137}Cs , das auch aus der Umgebung stammt, und ^{65}Zn , das als Folge der geringen Abgaben fast nicht messbar war, zeigen die Messungen von Hagneck (Figur 7) generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf. ^{65}Zn war nur während der Revision im August und September messbar.

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von ^{60}Co und fast kein ^{54}Mn gemessen werden (Fig. 8). Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei ^{137}Cs . Wie bereits erwähnt, lässt sich dieses Phänomen auf die Erosion von Böden zurückführen, die mit dem Tschernobyl-Ausfall kontaminiert worden waren.

Auch in Pratteln war ^{137}Cs trotz der vergleichsweise geringen Abgaben immer gut messbar. ^{60}Co und ^{54}Mn waren nur vereinzelt nachweisbar, ^{58}Co gar nicht mehr.

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2011 wurden an 3 Stellen Fische aus der Aare untersucht. Ein Alet aus der alten Aare bei Lyss unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg, ein Alet aus der Aare bei Aarau unterhalb von Gösigen und ein Alet aus der Gegend unterhalb von Beznau. Aus dem Rhein unterhalb Leibstadt wurde kein Fisch untersucht. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei zwei Fischen wurde natürliches ^{40}K (~ 500 Bq/kg) gefunden. Künstliche Radionuklide konnten nicht nachgewiesen werden.

In Wasserpflanzen, die am 30.6.2011 der Aare bei Hagneck entnommen wurden, waren wie üblich Spuren von ^{54}Mn (5.1 ± 0.3 Bq/kgTS), ^{60}Co (6.6 ± 0.3 Bq/kgTS) und ^{137}Cs (1.0 ± 0.2 Bq/kgTS) vorhanden, während die natürlichen Radionuklide ^7Be und ^{40}K Aktivitäten von bis zu 800 Bq/kg zeigten. Etwas überraschend wurde auch das kurzlebige in der Nuklearmedizin eingesetzte ^{131}I gefunden. Deshalb wurden zusätzliche Proben erhoben. Die Resultate sind in Tabelle 3 zusammengestellt und zeigen einen Maximalwert von 188 ± 7 Bq/kg am 27.10.2011. Auch im Wohlensee, der oberhalb des KKW Mühleberg aber unterhalb der ARA Bern

liegt, wurde ^{131}I gefunden. Eine weitere Probe noch weiter flussaufwärts (Bern Enge), oberhalb der ARA Bern, enthielt hingegen kein ^{131}I . Dies deutet darauf hin, dass es sich um durch Abwasser eingetragenes ^{131}I aus der Nuklearmedizin handelt. Obwohl leicht höher als in früheren Messungen, sind die gemessenen ^{131}I Konzentrationen unproblematisch und liegen sogar deutlich unter dem Grenzwert für Lebensmittel. Iod wird von den Wasserpflanzen angereichert, was erklärt, warum die ^{131}I Aktivitäten in den Sedimenten durchwegs geringer sind. Da die Aufnahme von Iod in verschiedenen Wasserpflanzen unterschiedlich sein kann, wurde in den Proben vom November 2011 auch stabiles Iod gemessen (Abteilung LMS, Sektion chemische Risiken, BAG). Auf stabiles Iod normiert sind die Aktivitäten von ^{131}I : 4.2 ± 0.3 Bq/mg Iod (Wohlensee 15.11.11), 1.9 ± 0.3 Bq/mg Iod (Wohlensee 28.11.11) und < 0.1 Bq/mg I (Bern Enge 28.11.11).

Die zusätzlich untersuchten Wasserpflanzen wurden während oder nach der Zeit mit höheren Abgaben aus dem Kernkraftwerk Mühleberg genommen, weshalb die Konzentrationen der künstlichen Radionuklide ^{60}Co , ^{58}Co und ^{54}Mn etwas höher waren als bei der Probe vom Juni, vergleichbar mit den Konzentrationen in den Sedimenten zur gleichen Zeit (^{60}Co : 18 – 86 Bq/kg Trockengewicht; ^{58}Co : 7 – 26 Bq/kg Trockengewicht; ^{54}Mn : 15 – 51 Bq/kg Trockengewicht).

Tabelle 3: ^{131}I in Wasserpflanzen.

Datum	Ort	^{131}I	
		Bq/kg	$\pm 2s$
30.06.2011	Hagneck	32	2.0
28.07.2011	Hagneck	21	1.0
	Klingnau	< 4.2	
01.09.2011	Wohlensee	46.7	2.8
	Hagneck	14	1.0
29.09.2011	Pratteln	60.9	3.1
27.10.2011	Hagneck	188	7.0
	Klingnau	< 1.8	
	Pratteln	< 4.6	
15.11.2011	Wohlensee	69.4	1.0
28.11.2011	Bern Enge	< 2.0	
	Wohlensee	49.5	6.0
04.01.2012	Hagneck	< 24	

Grundwasser

Am 28.7.2011 wurden in Aarberg und Pratteln, und am 29.9.2011 in Döttingen Grundwasserproben von je 100 Litern genommen. In keiner der Proben konnten künstliche Radionuklide nachgewiesen werden. Die Werte liegen typischerweise unter 0.4 Bq pro 1'000 Liter.

Schwebstoffproben und Tritium im Rhein bei Weil

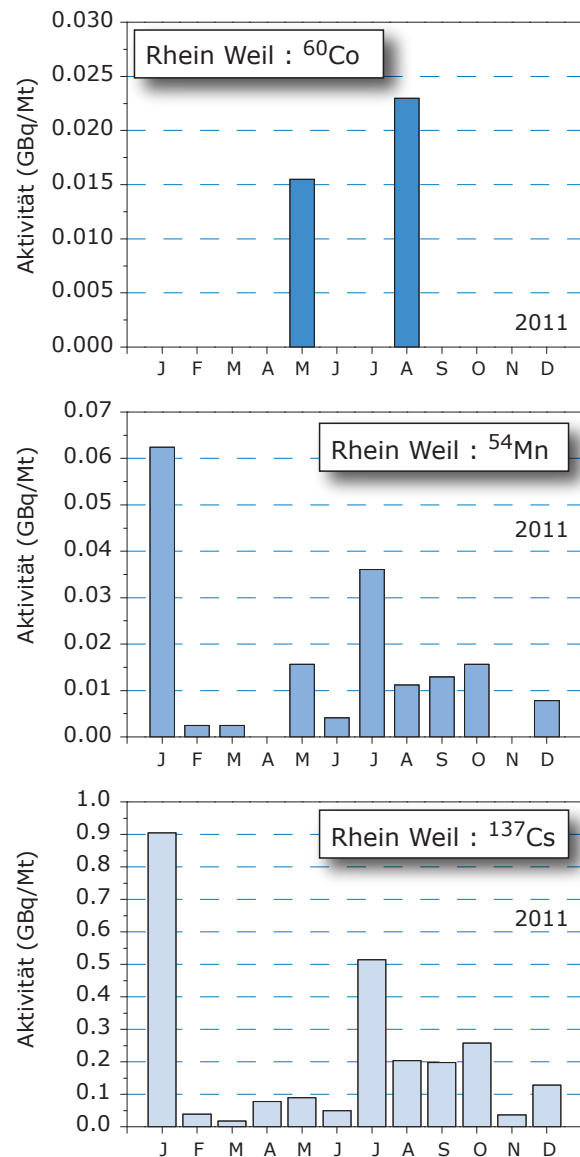
Das Amt für Umweltschutz Basel-Stadt zieht monatlich Schwebstoffproben im Rhein bei Basel (internationale Rheinüberwachungsstation Weil a. R.). Während 2 bis 5 Tagen wird Rheinwasser aus der Rheinquerprofilmischung zentrifugiert.

Die gewonnenen Schwebstoffe werden gefriergetrocknet und gemahlen. Zur Berechnung der Monatsfrachten werden die aus den Aktivitäten ermittelten Tagesfrachten mit dem mittleren Monatsabfluss in Monatsfrachten umgerechnet. Zur Frachtberechnung werden die Tagesabflussdaten der Messstelle Rheinhalle bei Basel verwendet.

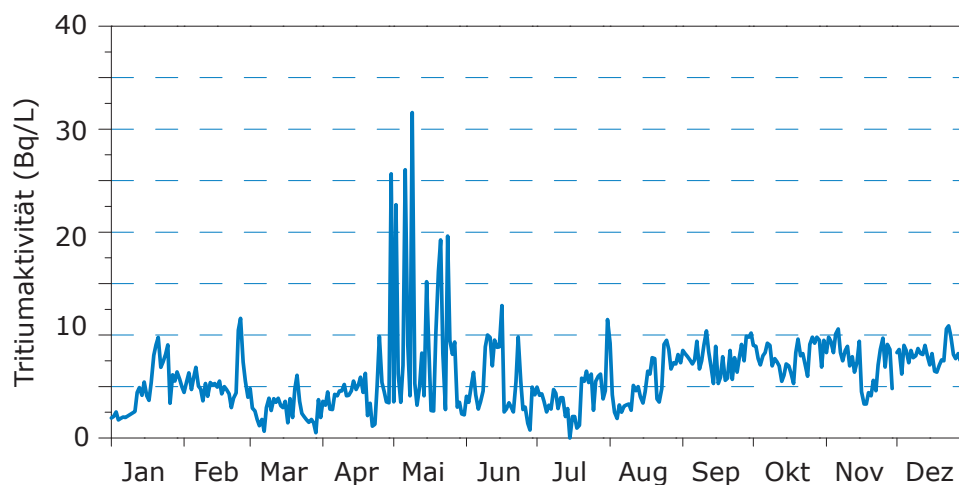
Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben (siehe Figur 10) zeigt, dass ^{137}Cs primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt. Erhöhte Aktivitäten von ^{60}Co und ^{54}Mn wurden im August gemessen als Folge der erhöhten Abgaben während der Revision des KKW's Mühleberg.

Da die Abgaben der Kernkraftwerke nicht kontinuierlich erfolgen, ist die Hochrechnung auf den ganzen Monat mit einer relativ grossen Unsicherheit behaftet und die Werte können nicht ohne weiteres mit denjenigen der Figuren 2 und 4 verglichen werden.

Die täglichen Tritium-Messungen des Kantonslabors Basel sind in Figur 11 dargestellt und zeigen deutlich die etwas höheren Werte im Mai als Folge der Abgaben des Kernkraftwerkes Gösgen (siehe auch Kapitel 8.6).



Figur 10: ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{137}Cs und Aktivitäten im Rhein bei der internationalen Rheinüberwachungsstation Weil a. Rhein unterhalb von Basel.



Figur 11: Tritiummessungen bei der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein.

Allgemeine Überwachung

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelter ^{40}K Aktivitäten konnten keine gamma-aktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Die Resultate für das Jahr 2011 ergeben im Mittel 0.7 ± 0.2 Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

Wasserproben aus dem Ticino (bei Contone) und aus der Rhone (bei Porte-du-Scex/VS sowie bei Chancy/GE) werden monatlich am BAG untersucht. Ausser Spuren von ^{137}Cs , das aus alten Ablagerungen stammt konnten keine künstlichen Gammastrahler nachgewiesen werden, wobei dieses

^{137}Cs . Als höchster Wert wurde 5.4 ± 1.8 mBq/l in der Rhone bei Chancy gemessen. Die monatlichen Messungen von Tritium im Ticino und in der Rhone ergaben durchwegs Aktivitäten von weniger als 2 Bq/l.

In den Sedimentproben aus der Aare bei Hagneck und Klingnau, sowie aus dem Rhein bei Pratteln und bei Weil wurden für die Monate März bis Mai ausser den oben diskutierten Isotopen auch ^{134}Cs gemessen mit Aktivitäten zwischen 0.1 – 3 Bq/kg getrocknetes Sediment. Die Ursache für das Auftreten dieses Isotopes, welches in den letzten Jahren nicht mehr nachgewiesen werden konnte, sind die Kontaminationen nach dem Reaktorunfall in Fukushima.

4.5

Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, J.A. Corcho Alvarado, F. Barraud, A. Savary, K. Garcia-Diz et F. Bochud

Institut de Radiophysique, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

S. Estier, P. Steinmann, A. Gurtner

Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP, 3003 BERN

M. Zehringer

Laboratoire Cantonal de Bâle, Kannenfeldstr. 2 CH-4012 Basel.

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

Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0-5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie in-situ ont également été réalisées. En raison de l'accident de la centrale nucléaire japonaise de Fukushima, nous avons collecté un certain nombre d'échantillons supplémentaires d'herbe et de légumes cultivés en plein champ pour en déterminer la radioactivité. Les résultats montrent que le niveau d'activité artificiel dans le sol, l'herbe et les légumes est resté faible et au niveau des années précédentes. Des traces de ^{131}I (max. 23 Bq/kg MS) attribuées à Fukushima ont été observées sur des prélèvements d'herbe et de légumes à feuilles cultivés en plein champ. Les activités des radioéléments habituellement observés dans les échantillons de sol, comme conséquence des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante, sont au maximum de quelques Bq/kg pour le plutonium, l'américium et le ^{90}Sr . Le niveau d'activité en ^{137}Cs est plus variable et dépend de la contribution de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et peut atteindre au Tessin, région particulièrement touchée par les retombées de l'accident, jusqu'à 290 Bq/kg (env. 50 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse). Quelques traces de ^{134}Cs (< 1.3 Bq/kg MS) ont également été observées, déposées sur l'herbe suite à l'accident de Fukushima. Les activités en ^{90}Sr sont restées très similaires à celles observées les années précédentes.

Introduction

L'année 2011 a été marquée par un accident nucléaire majeur dans la centrale nucléaire de Fukushima, au Japon, suite à un tremblement de terre et un tsunami dévastateurs. Les différentes explosions sur le site ont libéré dans l'atmosphère de la radioactivité (principalement ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs) dont les traces ont pu être observées jusqu'en Suisse. L'OFSP et les laboratoires associés ont donc, en parallèle au plan annuel de surveillance de la radioactivité, collecté des échantillons supplémentaires afin de documenter la sécurité alimentaire de la population. La déposition atmosphérique de radioactivité est initialement visible sur la végétation, c'est pourquoi les échantillons d'herbe et de légumes à feuilles cultivés en plein champ ont été sélectionnés majoritairement comme échantillons témoins. Les autres échantillons discutés dans ce rapport sont les échantillons de sol et d'herbe du plan annuel de surveillance, prélevés notamment aux abords des centrales nucléaires suisses. Les résultats des mesures d'activité de ceux-ci sont mis en perspective par rapport à des sites de référence en dehors de l'influence des centrales nucléaires.

Résultats et discussion

Les résultats des mesures de radioactivité dans les sols sont présentés dans le Tableau 1. Les activités en émetteurs gamma sont dominées par le ^{40}K , avec des activités situées entre 232 et 767 Bq/kg. L'unique émetteur gamma artificiel mis en évidence est le ^{137}Cs dont les valeurs varient entre 3 et 290 Bq/kg. Les sites de prélèvement du Tessin, significativement plus contaminés lors de l'accident de Tchernobyl en 1986, ont les valeurs d'activité les plus élevées (17 - 290 Bq/kg). Les sites d'altitude près de Thoun et dans le Jura ont

des activités intermédiaires (17 - 35 Bq/kg), alors que les sites de plaine, notamment près des centrales nucléaires ont les activités les plus faibles (9 - 35 Bq/kg). Le site d'Arenenberg, en Suisse orientale, est le site de plaine le plus contaminé en ^{137}Cs (50 Bq/kg); en effet cette région a subi de fortes précipitations lors de l'accident de Tchernobyl. Dans le sol, aucun radioélément provenant de l'accident de Fukushima n'a présenté d'activité supérieure à la limite de détection (env. 1 - 5 Bq/kg pour ^{131}I et 0.5 - 1 Bq/kg pour ^{134}Cs).

Tableau 1:

Activité en ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2011 (Bq/kg matière sèche, < 2mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (voisinage KKB)	2	425 - 452	<0.9	<0.7	20 - 32	1.0 ± 0.2	0.12 ± 0.01	0.063 ± 0.010
AG (KKB in-situ)	4	310 - 340			9.1 - 14.5			
AG (PSI)	1	454 ± 48	<0.5	<0.4	9.0 ± 1.1	0.49 ± 0.18	0.10 ± 0.01	0.047 ± 0.006
AG (PSI in-situ)	1	330 ± 45			7.3 ± 1.4			
AG (ZWILAG)	1	432 ± 46	<0.5	<0.5	12 ± 1.4	0.92 ± 0.2	0.12 ± 0.01	0.061 ± 0.008
AG (ZWILAG in-situ)	1	340 ± 45			9.1 ± 1.6			
AG (voisinage KKL)	4	407 - 550	<0.8	<0.7	13 - 17	1.3 ± 0.15	0.17 ± 0.01	0.059 ± 0.008
AG (KKL in-situ)	4	200 - 350			6.3 - 12.1			
AG/SO (voisinage KKG)	4	373 - 538	<0.9	<0.7	8 - 25	0.9 ± 0.3	0.19 ± 0.01	0.083 ± 0.010
AG/SO (KKG in-situ)	4	270 - 340			5.1 - 12.6			
BE (voisinage KKM)	4	385 - 778	<1.1	<0.7	9 - 15	0.84 ± 0.18	0.16 ± 0.01	0.059 ± 0.008
BE (KKM in-situ)	7	300 - 540			6.4 - 10.3			
BE (Mürren) ¹⁾	1	501 ± 56		<0.3	35 ± 4.1	5.8 ± 0.8	$0.64 - 0.83$	$0.26 - 0.46$
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	232 ± 21		<0.7	25 ± 3.1	3.6 ± 0.6	0.70 ± 0.02	0.30 ± 0.02
BE (Fahrni) ³⁾	1	458 ± 51		<0.3	17 ± 2	2.7 ± 0.5	$0.37 - 0.51$	$0.15 - 0.22$
BE (Diesse / Jura)	1	443 ± 37		<0.5	19 ± 22	1.5 ± 0.2	$0.39 - 0.42$	0.16 ± 0.010
BL (Sissach)	1	580 ± 28	<1	<0.2	20 ± 0.6	2.2 ± 0.6		
FR (Posieux)	1	457 ± 50	<0.8	<0.6	6.5 ± 0.9	0.69 ± 0.11	0.17 ± 0.01	0.073 ± 0.006
FR (Grangeneuve in-situ)	1	300 ± 40			4.9 ± 1.1			
GE (voisinage CERN)	4	420 - 496	<1.4		4.4 - 15.5	0.75 ± 0.10	0.09 ± 0.01	0.042 ± 0.014
GE (CERN in-situ)	5	340 - 380			3.3 - 6.7			
TG (Arenenberg)	1	398 ± 11	<0.6	<0.6	49.6 ± 0.8	1.4 ± 0.2	0.19 ± 0.01	0.073 ± 0.008
TI (Rasa-Intragna)	1	630 ± 68		<0.7	75 ± 6	4.0 ± 1.2		
TI (Rodi-Fiesso)	1	390 ± 30		<0.3	59 ± 3.8	2.9 ± 1.4		
TI (Novaggio)	1	660 ± 50		<0.2	17 ± 1.7	3.4 ± 1.2		
TI (Stabio)	1	717 ± 77	<1.0	<0.9	290 ± 30			
TI (Stabio in-situ)	1	540 ± 65			176 ± 19			
TI (Cadenazzo)	1	767 ± 81	<0.6	<0.5	92 ± 9	0.91 ± 0.12	0.10 ± 0.01	0.066 ± 0.006
TI (Cadenazzo in-situ)	1	560 ± 70			67.3 ± 8.2			
TI (Caslano in situ)	1	500 ± 60			71.2 ± 8.6			

n = nombre d'échantillons; ¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine.

Les résultats des mesures de radioactivité dans l'herbe sont présentés dans le Tableau 2. Comme pour le sol, les prélèvements sont réalisés pour comparer les mesures aux abords des centrales nucléaires à celles de sites de référence. Nous pouvons faire les mêmes constatations que les années précédentes, soit que l'activité en ^{137}Cs et ^{90}Sr dans l'herbe, les deux seuls radioéléments anthropogéniques dont l'activité est supérieure à la limite de détection, est très basse en plaine et près des centrales nucléaires ($< 2.5 \text{ Bq/kg MS}$) et qu'elle augmente avec l'altitude des sites de prélèvements, avec des activités jusqu'à 20 Bq/kg de ^{90}Sr

dans l'herbe de l'alpage de Mürren. Les herbes du Tessin, dont certains sites sont également situés en altitude, présentent les activités les plus élevées en ^{137}Cs (jusqu'à 16 Bq/kg) et parfois aussi en ^{90}Sr ($3.6\text{-}9.2 \text{ Bq/kg}$). Cette année, certains prélèvements d'herbe effectués juste après l'accident de Fukushima présentaient des traces de ^{131}I , avec des activités s'échelonnant de 1 à 23 Bq/kg MS selon les lieux et les dates de prélèvement. Quelques traces de ^{134}Cs ($< 1 \text{ Bq/kg}$) ont également été observées par certains laboratoires, suite à des mesures de longue durée. Quatre prélèvements d'herbe entre Lausanne et le col du Mollendruz ont montré que

Tableau 2:

^7Be , ^{40}K , ^{137}Cs et ^{90}Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2011 (Bq/kg de matière sèche). Pour les échantillons uniques la valeur et l'incertitude sont indiquées ($a \pm b$). Si plusieurs échantillons ont été mesurés la gamme des valeurs est donnée ($a - b$).

Canton/Lieu	n	^7Be	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
AG (voisinage KKB)	4	45 - 173	716 - 1000	<1.6	<1.5	1.2 - 1.9	0.77 - 1.87
AG (ZWILAG)	2	98 - 355	834 - 934	<1.2	<1	<1.1	0.95 - 2.29
AG (PSI OASE)	2	67 - 346	544 - 940	<1.4	<1	<1.2	2.27 ± 0.16
AG (voisinage KKL)	8	43 - 250	476 - 1069	<1.7	<1.3	1.3 - 1.6	0.5 - 1.4
AG/SO (voisinage KKG)	8	118 - 245	541 - 1226	<1.9	<1.4	1.4 - 1.5	1.6 - 2.0
BE (voisinage KKM)	8	149 - 423	668 - 1416	<1.8	<1.2	0.7 - 1.5	2.0 - 3.8
BE (Mürren) ¹⁾	1	288 ± 18	548 ± 61		<0.3	1.0 ± 0.2	20.5 ± 3.7
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	122 ± 10	996 ± 88		0.4 ± 0.1	1 ± 0.2	2.5 ± 0.4
BE (Fahrni) ³⁾	2	100 - 290	852 - 1060		0.3 - 0.4	0.5 - 0.9	3.2 - 4
BE (Diesse/Jura)	2	64 - 227	1290 - 1370		<0.3	<0.2	0.7 - 1.1
BL (Sissach)	2	11 - 54	555 - 1090	<1	<1	$<1 - 0.55$	
BL (Muttentz)	2	202 - 300	278 - 923	<1	<2	$<0.4 - 1.8$	
FR (Posieux)	1	89 ± 14	1191 ± 133	<1.7	<1.4	<1.5	1.21 ± 0.14
FR (Galmiz)	1	107 ± 16	1192 ± 133		<1.6	<2.1	
JU (Delémont)	2	15 - 119	288 - 1078	<1	<0.7	0.5 - 1.8	
JU (Saignelégier)	1	106 ± 16	633 ± 62	<1	<0.6	2.6 ± 1.4	
JU (Boncourt)	2	83 - 146	690 - 851	<1	$<0.65 - 1.2$	1.7 - 1.8	
TG (Arenenberg)	1	61 ± 8	623 ± 24	<0.7	<0.8	<0.9	
TI (Rasa-Intragna)	1	256 ± 40	1038 ± 66	<1	<0.2	2.0 ± 0.5	9.2 ± 0.2
TI (Rodi-Fiesso)	1	240 ± 16	640 ± 40	<1	<0.2	4.8 ± 0.6	3.7 ± 0.3
TI (Novaggio)	1	260 ± 17	840 ± 46	<1	<0.2	0.7 ± 0.4	7.3 ± 0.2
TI (Cadenazzo)	1	< 15	1180 ± 130	<2.8	<1.6	<1.8	3.6 ± 0.2
TI (Stabio)	1	40 ± 10	930 ± 108	<1.7	<1.5	16 ± 2.3	
VD (Daillens)	1	29 ± 8	1152 ± 38	<1	<1	<1	0.62 ± 0.19
VD (Cuarnens)	1	50 ± 13	1030 ± 43	<2.4	<2.1	<2.1	3.9 ± 0.3
VD (Mont-la-Ville)	1	42 ± 8	1223 ± 48	<1.7	<1.4	<1.7	1.1 ± 0.11
VD (col du Mollendruz)	1	72 ± 17	1029 ± 59	<5	<3.8	<4.2	1.67 ± 0.17

n = nombre d'échantillons; ¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine.

Tableau 3:

Activité des échantillons de denrées alimentaires prélevés sur le marché de Lausanne, aux environs de Bâle et dans le canton du Jura, ainsi que près de Fribourg en 2011, suite à l'accident de Fukushima (Bq/kg de matière sèche).

Date	Canton/Lieu	Type	⁷ Be	⁴⁰ K	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
17.-24.4.11	BL (Muttetz)	Ail des ours	124 - 132	1160 - 1315	1.9 - 4.1	<1 - 0.6	1.0 ± 0.8	
6.4.11	VD (Bremblens)	Dents de lion	78 ± 26	2183 ± 92	7.5 ± 2.0	<4.5	<5	1.2 ± 0.4
6.4.11	VD (Bremblens)	Salade «feuille de chêne»	<40	2228 ± 131	<6	<4.5	<5	0.94 ± 0.30
6.4.11	VD (Bremblens)	Salade «Batavia»	<35	2399 ± 122	<4	<4	<5	1.3 ± 0.5
6.4.11	VD (Bremblens)	Salade «laitue romaine»	<29	2114 ± 87	<3.5	<4	<4	0.66 ± 0.20
6.4.11	VD (Bremblens)	Epinards	55 ± 8	2819 ± 80	12 ± 3	<1.3	<1.4	0.88 ± 0.30
11.4.11	VD (Venoge, l'Isle)	Mousses aquatiques	<65	400 ± 81	<25	<8	9.6 ± 3.5	0.7 ± 0.5
6.4.11	VD (Mont s/Lausanne)	Pommes (Pilote)	<29	2010 ± 45	<7	<4	<4	0.17 ± 0.05
6.4.11	VD (Mont s/Lausanne)	Pommes-de-terre, pelées	<9	906 ± 10	<2	<1.2	<1.3	0.18 ± 0.05
16.4.11	VD (Denges)	Dents de lion	16 ± 10	1208 ± 50	<3	<2	1.9 ± 1.0	1.0 ± 0.10
16.4.11	VD (Denges)	Salade doucette	34 ± 9	1258 ± 49	1.7 ± 2.0	<1.8	<2	2.9 ± 0.2
16.4.11	VD (Denges)	Côtes de bettes	<125	1697 ± 51	<1.8	<1.5	<1.7	1.1 ± 0.2
6.4.11	FR (Kerzers) ¹	Poireaux	<3.7	78 ± 12	<0.5	<0.4	<0.5	
6.4.11	FR (Galmiz) ¹	Salade doucette	7.2 ± 1.7	165 ± 18	0.4 ± 0.2	<0.3	0.3 ± 0.2	
6.4.11	FR (Kerzers) ¹	Epinards	7.3 ± 2.2	177 ± 21	0.6 ± 0.2	<0.4	<0.5	
6.4.11	FR (Nant) ¹	Rhubarbe	<2.7	56 ± 9	<0.3	<0.3	<0.4	
2.5.11	VS (Sion)	Salade	<28	1831 ± 202	<7.4	<2.7	<3	

¹⁾ activité reportée en Bq/kg de masse fraîche

Conclusions

la déposition de ¹³¹I était une fonction de l'altitude, avec des activités passant de 10 à 23 Bq/kg MS entre 600 m et 1'200 m d'altitude.

Suite à l'accident de Fukushima, les différents laboratoires ont également procédé à des prélèvements et mesures supplémentaires de légumes. Les résultats sont présentés dans le Tableau 3. De la même manière que pour les herbes, nous avons observés des traces de ¹³¹I (1 - 7.5 Bq/kg MS) dans certains légumes à feuilles cultivés en plein champ. Il est à noter que lors de l'accident de Fukushima (11 mars 2011), une large partie des légumes vendus sur les marchés en Suisse provenait de culture sous serre, donc à l'abri de la déposition atmosphérique. Un bon moyen de distinguer les légumes cultivés sous serre de ceux cultivés plein champ consiste à mesurer le ⁷Be. Ce radioélément est produit dans l'atmosphère par spallation des rayonnements cosmiques (¹²C; ³He -> ⁷Be) et se dépose sur le sol. Sa période de 53 jours permet sa mesure dans l'herbe et est un bon indicateur de l'exposition à une déposition atmosphérique de radioactivité. Dans le Tableau 3, on constate que tous les échantillons dans lesquels nous avons pu mesurer du ¹³¹I au-dessus de la limite de détection ont une activité en ⁷Be également mesurable au-dessus de la limite de détection.

L'année 2011 a été marquée par l'accident nucléaire du 11 mars à Fukushima au Japon. Des traces de ¹³¹I ont été mesurées jusqu'en Suisse dans l'herbe et certains légumes à feuilles cultivés en plein champ. La mesure de ⁷Be est une bonne méthode pour distinguer les légumes cultivés sous serre de ceux cultivés en plein champ.

Les échantillons du plan annuel de surveillance de la radioactivité n'ont pas présenté d'activités différentes de celles observées les années précédentes. En particulier, on observe que les sols et herbes du Tessin contiennent plus de ¹³⁷Cs que les autres sites de Suisse; le Tessin a en effet subi une déposition de radioactivité lors de l'accident de Tchernobyl supérieure aux autres parties du pays. L'autre observation habituelle est la prédominance des sites d'altitude dans les échantillons les plus actifs; en effet, les dépositions de radioactivité des essais d'armes atomiques ont été plus importantes en altitude à cause de précipitations plus abondantes et du phénomène d'interceptions des masses atmosphériques par les reliefs. Les sites de plaine, notamment aux abords des centrales nucléaires, sont les moins actifs. Ceci démontre que les radioéléments anthropogéniques (¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr) mesurés dans tous les échantillons prélevés proviennent des essais d'armes atomiques atmosphériques des années soixante et de l'accident de Tchernobyl, en 1986.

4.6

Natürliche und künstliche Radionuklide
in Sedimenten von drei Schweizer Seen**S.Röllin, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner, F. Byrde, M. Burger**

LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz, 3700 Spiez

E. Klemt, V. Putyrskaya

Hochschule Ravensburg-Weingarten, D-88250 Weingarten

Zusammenfassung

Es wurden Sedimentkerne vom Brienzer-, Thuner- und Vierwaldstättersee entnommen. Die Sedimentkerne wurden der Länge nach aufgeschnitten und in 1 cm dicke Schichten aufgeteilt. Die Aktivitätskonzentrationen der getrockneten Proben wurden gammaspektrometrisch und nach entsprechender Probenvorbereitung massenspektrometrisch bestimmt. Bei allen Tiefenprofilen sind die Einträge aufgrund des Global Fallouts der Atomwaffentests und des Tschernobylunfalles deutlich zu erkennen. Im Gegensatz zu ^{137}Cs gelangte Plutonium nur durch die Atomwaffentests in die Sedimente. Dies wurde anhand der $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ Isotopenverhältnisse bestätigt. Teilweise reichte die Pu Konzentration um auch ^{241}Pu zu bestimmen. Anhand des ^{241}Pu Zerfalles wurde die Sedimentationsgeschwindigkeit bestimmt und mit den aus den ^{137}Cs -Einträgen berechneten durchschnittlichen Sedimentationsgeschwindigkeiten verglichen. Für das Brienzerseesediment wurden zudem Tiefen-Alters-Relationen anhand der ^{210}Pb Messungen gemacht. Sowohl für die Tiefen-Alters-Relationen als auch für die Sedimentationsraten ergaben sich relativ gute Übereinstimmungen, was auf relativ konstante Sedimentationsprozesse schließen lässt. Die Gesamtaktivitätsverhältnisse von ^{137}Cs zu ^{239}Pu wurden mit aus Bodenprofilen bestimmten Verhältnissen verglichen und unterschiedliches Migrationsverhalten von Cäsium und Plutonium festgestellt.

Einleitung

Anhand von Sedimentkernen lässt sich die Geschichte eines Sees rekonstruieren: Jedes Jahr wird eine neue Schicht auf dem Seegrund abgelagert. Diese Sedimentschichten lassen sich in einem Tiefenprofil sehr gut erkennen. Der Eintrag von Radiocäsium in Sedimente des Luganersee und in den Lago Maggiore wurde bereits ausführlich beschrieben (BAG Jahresbericht 2000, 2003, 2008). Die in diesem Bericht beschriebenen Sedimentkerne stammen aus dem Brienzer-, Thuner- und Vierwaldstättersee. Eine Alters-Tiefen-Beziehung wurde anhand des kontinuierlichen Eintrages von ^{210}Pb aus der Atmosphäre, der Pu-Isotopeneinträge aus dem Fallout der Kernwaffentests und des ^{137}Cs Eintrages aufgrund des Kernwaffenfallouts sowie des Tschernobylfallouts erstellt.

Tabelle 1:
Probenahmeparameter

See	Kern	Koordinaten CH1903	Probennahme Datum	Kernlänge [cm]	Seetiefe [m]
Brienzersee	BS09-LS1	E 640990 N 174098	25.05.2009	66	50
Thunersee	TS09-03-2	E 623123 N 169499	02.06.2009	94	215
Vierwaldstättersee	VS09-012-2	E 681698 N 203693	25.06.2009	133	214

Probennahme und Aufarbeitung

Im Zusammenhang mit der Untersuchung der Schadstoffbelastung aufgrund der Munitionsversenkungen in den 40er und 50er Jahren wurden 2009 ca. 50 Sedimentkerne im Brienzer-, Thuner- und Vierwaldstättersee entnommen. Die Probennahme erfolgte zusammen mit dem Team von Flavio Anselmetti von der EAWAG. Der Sedimentstecher hatte ein auswechselbares PVC Rohr mit einem Innendurchmesser von 6 cm und wurde durch sein eigenes Gewicht in das Sediment getrieben. Es konnten so Sedimentkerne bis 130 cm erhoben werden. In Tab. 1 sind die Probennahmeparameter zusammengefasst.

Die Sedimentkerne wurden bei 4°C gelagert bevor sie der Länge nach aufgetrennt wurden. Die Sedimente wurden fotografiert und anschliessend in 1 cm dicke Schichten aufgetrennt. Die Proben wurden in Polystyrolrunddosen eingewogen und gefriergetrocknet.

Analysenverfahren

Gammasepektrometrie:
Die Proben wurden mit einem Mörser zerkleinert und gammasepektrometrisch mit Germaniumdetektoren (Canberra, Broad Energy Detectors) gemessen. Die Messzeit pro Probe betrug 1- 4 Tage. Die Auswertung erfolgte mit der Canberra Spektroskopiesoftware Genie 2000, V3.2 und die Kalibration mit der Canberra Software LabSOCS.

Massenspektrometrie:
Die Proben wurden bei 520°C verascht. Zu Aliquoten von 5 g Sedimentasche wurde ein ²⁴²Pu Ausbeutetracer und ein natürlicher In-Elementstandard zugegeben. Die Proben wurden mit einem Lithiumborat Schmelzaufschluss in Gold-/Platintiegel aufgeschmolzen und anschliessend in Salpetersäure gelöst. Silizium wurde gefällt und abfiltriert. Für Uran- und Thoriummessungen wurde ein Aliquot weiter verdünnt. Aus der restlichen Lösung wurde Plutonium mittels Extraktionschromatographie

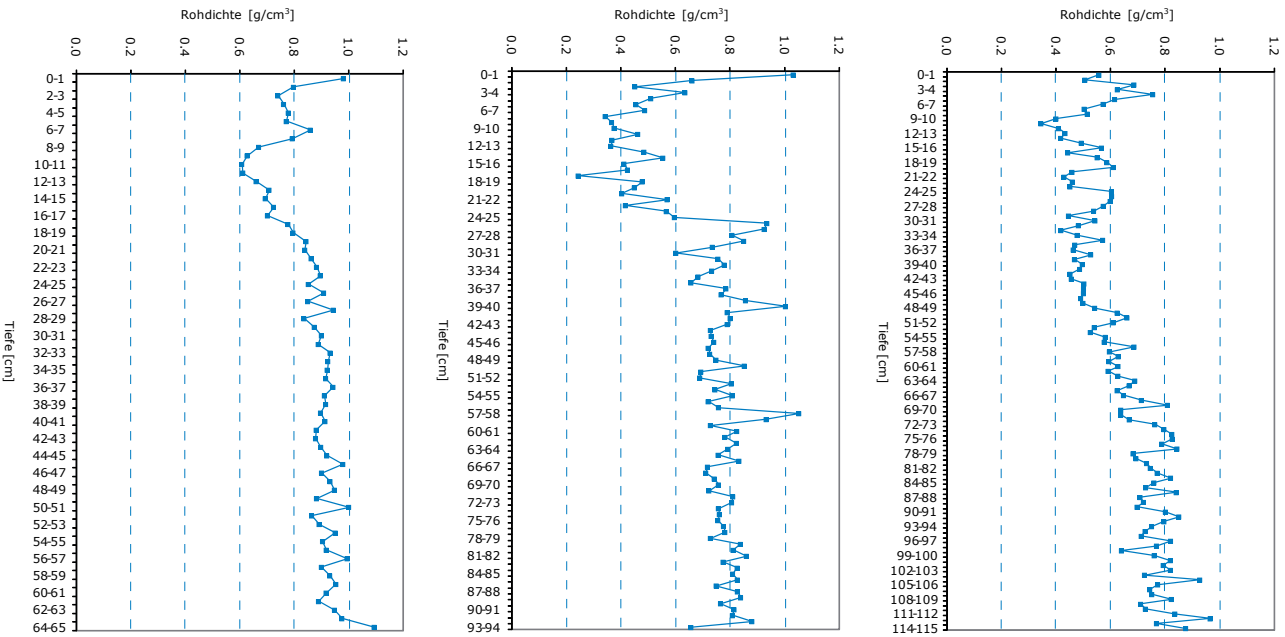


Abbildung 1:
Tiefenverteilung der Rohdichte von Sedimenten aus dem Brienzer-, Thuner- und Vierwaldstättersee.

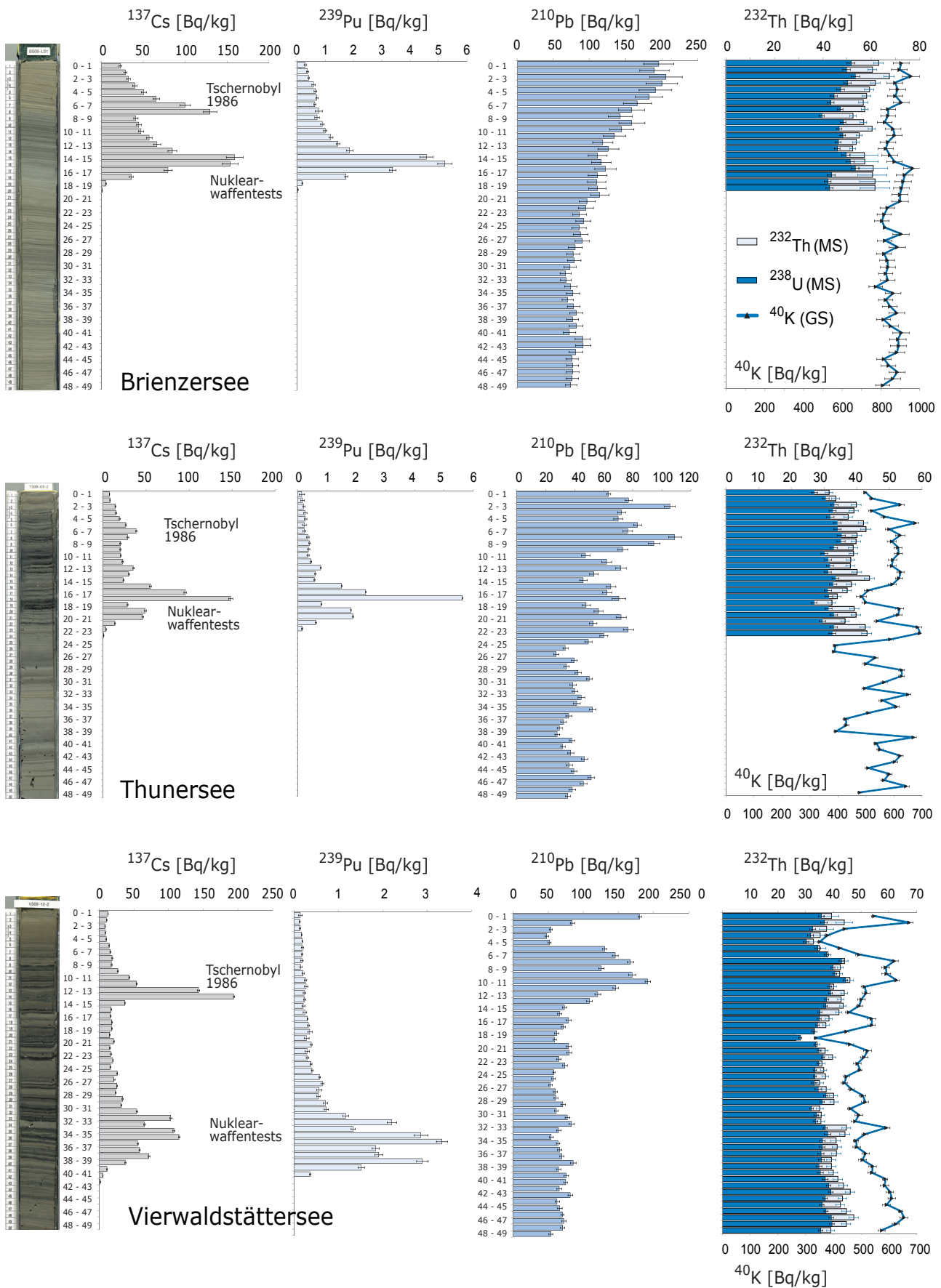


Abbildung 2:
Fotos der Sedimentkerne aus dem Brienzer-, Thuner- und Vierwaldstättersee und Tiefenverteilung der Aktivitätskonzentrationen in den entsprechenden Sedimentschichten. Die Aktivitätskonzentrationen von ^{239}Pu , ^{238}U , ^{232}Th wurden massenspektrometrisch (MS) und diejenigen von ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{40}K gammaspektrometrisch (GS) bestimmt. Die Aktivitäten sind auf das Probenahmedatum zerfallskorrigiert. (Tabelle 1).

(Eichrom, TEVA) abgetrennt. Die Lösungen wurden mit einem Finnigan Element2 ICP-MS (induktiv gekoppeltes Plasmamassenspektrometer) gemessen. Durch die sehr hohe Empfindlichkeit im hohen Massenbereich können für die schweren Aktinidenisotope sehr tiefe Nachweisgrenzen im 10^{-15} g/g-Bereich erreicht werden. Für ^{239}Pu entspricht dies einer Nachweisgrenze von weniger als 0.01 Bq/kg. Zudem ist es möglich Isotopenverhältnisse zu messen und so Aussagen über die Herkunft der Aktiniden zu machen (Röllin et al, 2010).

Resultate

Abbildung 1 zeigt die Tiefenverteilung der Rohdichten der drei Sedimentkerne. Die Rohdichte (bulk density) ist das Gewicht der Trockensubstanz pro ursprünglich im Sediment eingenommenem Volumen. Der Wassergehalt der Sedimente nimmt mit der Tiefe ab und die Rohdichte dementsprechend zu. Die Lamellierung im Brienzerseesediment ist besonders gleichmässig. Dies äussert sich auch in einer gleichmässigen Tiefenverteilung der Rohdichten und der ^{40}K Aktivitätskonzentrationen (Abbildung 2).

In der Abbildung 2 ist auf der linken Seite das Foto des längs aufgeschnittenen Sediments zu sehen. Bei allen Sedimenten ist deutlich eine jahreszeitlich bedingte hell-dunkel Lamellierung zu erkennen. Teilweise sind die Lamellierungen auch auf einzelne Ereignisse wie Stürme zurückzuführen. Die Lamellierungen sind nicht genau rechtwinklig, was auf eine nicht perfekt ebene Sedimentoberfläche zurückzuführen ist. Die Probenaufteilung in 1 cm Schichten erfolgte jedoch immer rechtwinklig zum Rohr. In den Diagrammen rechts von den Fotos sind die entsprechenden Aktivitätskonzentrationen bezüglich des Trockengewichtes dargestellt. Die Aktivitätskonzentrationen von ^{239}Pu , ^{238}U , ^{232}Th wurden massenspektrometrisch (MS) und diejenigen von ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{40}K gammaspektrometrisch (γ) bestimmt. Massenspektrometrisch wurden nur die Sedimentschichten ab dem Beginn der Atomwaffentests analysiert.

Bei allen drei Sedimenten sind die zwei Maxima der ^{137}Cs Aktivitätskonzentrationen zu erkennen die den Einträgen aufgrund des Reaktorunglückes in Tschernobyl von 1986 und der überirdischen Atomwaffentests der 50iger und 60iger Jahre entsprechen. Die ^{239}Pu Aktivitätskonzentrationen zeigen bei allen drei Sedimenten nur den Eintrag aus den

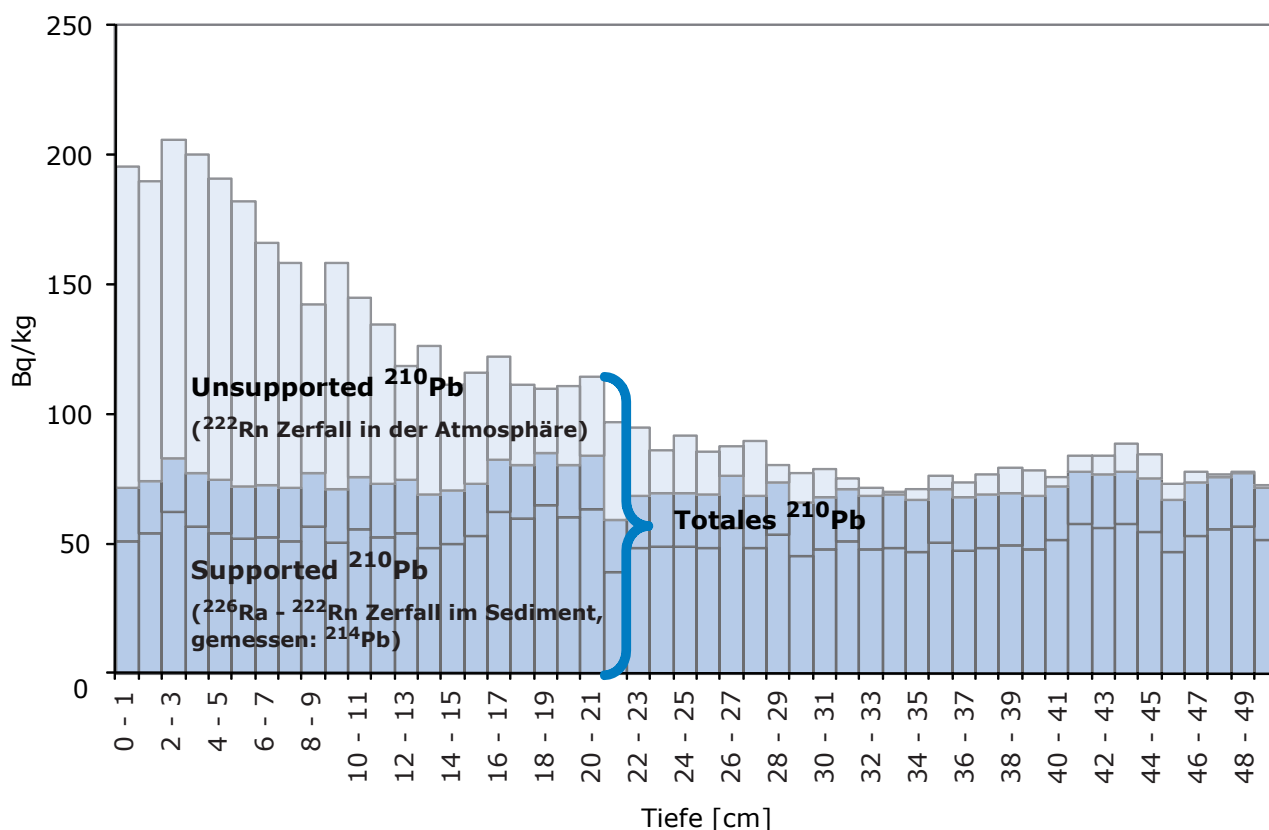


Abbildung 3: Tiefenverteilung von "unsupported" und "supported" ^{210}Pb im Sediment des Brienzersees (BS09-LS1).

Atomwaffentests. Im Jahr 1951 wurden erstmals zahlreiche Atomwaffentests durchgeführt. Unter der Annahme dass die tiefsten Schichten wo noch ^{137}Cs und ^{239}Pu nachgewiesen werden können dem Jahr 1951 entsprechen wurden durchschnittliche Sedimentationsgeschwindigkeiten berechnet (Tab. 3).

Nach dem Fallout nahm der Zufluss von künstlichen Radionukliden aus dem Einzugsgebiet in den See hinein kontinuierlich ab, was sich auch im Sediment widerspiegelt: Bei allen drei Sedimenten nimmt die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs und ^{239}Pu nach den Einträgen mit der Zeit deutlich ab. Die Aktivitätskonzentrationen der aktuellen Einträge entsprechen ungefähr der Konzentrationen von Bodenproben in den obersten 5 cm.

Natürliche Radionuklide wie ^{238}U , ^{232}Th und ^{40}K können zusammen mit der Rohdichte wichtige Indikatoren für die Beurteilung des Sedimentierungsprozesses sein. So können z.B. Bereiche mit konstanter und häufig abrupt erhöhter Rohdichten Turbiditen zugeordnet werden. Dabei handelt es sich um lawinenartige Abgänge von Sediment an den steilen Unterwasserabhängen des Sees. Grössere Turbidite, wie sie im Lago Maggiore (Putyrskaya und Klemm, 2007) festgestellt wurden, konnten hier keine identifiziert werden.

Gammaskpektrometrisch lassen sich die ^{232}Th und ^{238}U Aktivitäten nur über ihre Tochterprodukte unter der Annahme von radioaktivem Gleichgewicht innerhalb der Zerfallskette messen. Durch die Möglichkeit massenspektrometrisch direkt ^{232}Th und ^{238}U zu messen, können die Annahmen von radioaktivem Gleichgewicht überprüft werden. Neben natürlichen radioaktiven Ungleichgewichten hat man bei der Urkette noch messtechnisch das Problem von Radonverlusten. Durch „Einschweissen“ der Proben in Aluminiumverbundfolie (Vacumetic, Branopac) konnten Radonverluste verhindert werden. Dadurch sind die gemessenen Aktivitäten der ^{226}Ra Töchter nach Erreichung vom radioaktiven Gleichgewicht um ca. 7% höher als bei Messungen ohne Alu-Folie und stimmen sehr gut mit den massenspektrometrischen Messungen überein.

Abbildung 3 zeigt die Tiefenverteilung von ^{210}Pb im Sediment des Brienzersees. ^{210}Pb kann auf zwei verschiedenen Wegen in die Sedimente gelangen. Einerseits wird es in der Atmosphäre aus ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3.8$ Tage) gebildet und durch Niederschläge mit einer ungefähr konstanten Rate als sogenanntes „unsupported“ ^{210}Pb in die Sedimente eingetragen. Andererseits wird es kontinuierlich aus ^{226}Ra als sogenanntes „supported“ ^{210}Pb in den Sedimenten produziert. Die Aktivität des „supported“ ^{210}Pb

kann unter Voraussetzung von radioaktivem Gleichgewicht anhand einer ^{226}Ra Tochter (^{214}Pb oder ^{214}Bi) gemessen werden und muss für die Bestimmung des „unsupported“ ^{210}Pb von der totalen ^{210}Pb Aktivität subtrahiert werden. Im Idealfall würde die «unsupported» ^{210}Pb Aktivitätskonzentration aufgrund der relativ kurzen Halbwertszeit von ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22.3$ Jahre) exponentiell mit der Tiefe abnehmen (Um negative Aktivitätskonzentrationen zu vermeiden, wurde in den Abbildungen 3 und 4 unterhalb einer Tiefe von 31 cm der gleitende arithmetische Mittelwert von jeweils drei Schichten gebildet). Je nach Sediment können unterschiedliche Faktoren die ideale Sedimentation stören (z.B. unterschiedliche Sedimentationsgeschwindigkeiten, Turbidite, ^{210}Pb Verluste in den obersten Sedimentschichten). Auswertungen unter Berücksichtigung dieser Faktoren sind im Gang.

In Abbildung 3 musste noch eine deutliche Korrektur angebracht werden, um das „supported“ ^{210}Pb zu bestimmen: Es handelt sich um den oberen Teil des Balkens des „supported“ ^{210}Pb . Um diese Korrektur zu berechnen, wurde in einem „Least Squares Fit“ eine Exponentialfunktion plus einer Konstanten an die totalen ^{210}Pb -Werte angepasst. Die Differenz dieser Konstanten zum Mittelwert der „supported“ ^{210}Pb -Werte ergab diese Korrektur. Notwendig wurde sie, da die Selbstabsorption der 46.5 keV-Linie des ^{210}Pb unter Annahme eines Standard-Sedimentes berechnet wurde und da es zu ^{222}Rn -Verlusten kam, da die Proben noch nicht in Alu-Folie versiegelt waren. Mittlerweile wird der Massenschwächungskoeffizient jedes Sedimentes mit Hilfe einer ^{241}Am -Punktquelle (59.5 keV) und einem Bleikollimator direkt bestimmt. Die Zusammensetzung des Standard-Sedimentes wird dann leicht variiert, bis der gemessene Massenschwächungskoeffizient reproduziert wird. Weiterhin werden mittlerweile alle Sedimentproben in Alu-Folie versiegelt. Dies führt dazu, dass in Sedimenttiefen von 50 bis 100 cm die Differenz aus totalem und „supported“ ^{210}Pb tatsächlich praktisch bis auf Null abfällt und somit keine Korrekturen mehr notwendig sind.

In Abbildung 4A ist die Tiefenverteilung des „unsupported“ ^{210}Pb im Sediment des Brienzersees (BS09-LS1) über der kumulierten Masse dargestellt. Auf diese Weise ist die Verteilung unabhängig von einer zunehmenden Kompaktierung (Verdichtung) des Sedimentes. Die exponentielle Abnahme der Aktivitätskonzentration wird durch einen Fit einer Exponentialfunktion an die Messdaten verdeutlicht.

Abbildung 4B zeigt die Tiefen-Alters-Relationen, die anhand von verschiedenen Modellen bestimmt wurden. Das ^{137}Cs -Modell besteht aus den Messpunkten

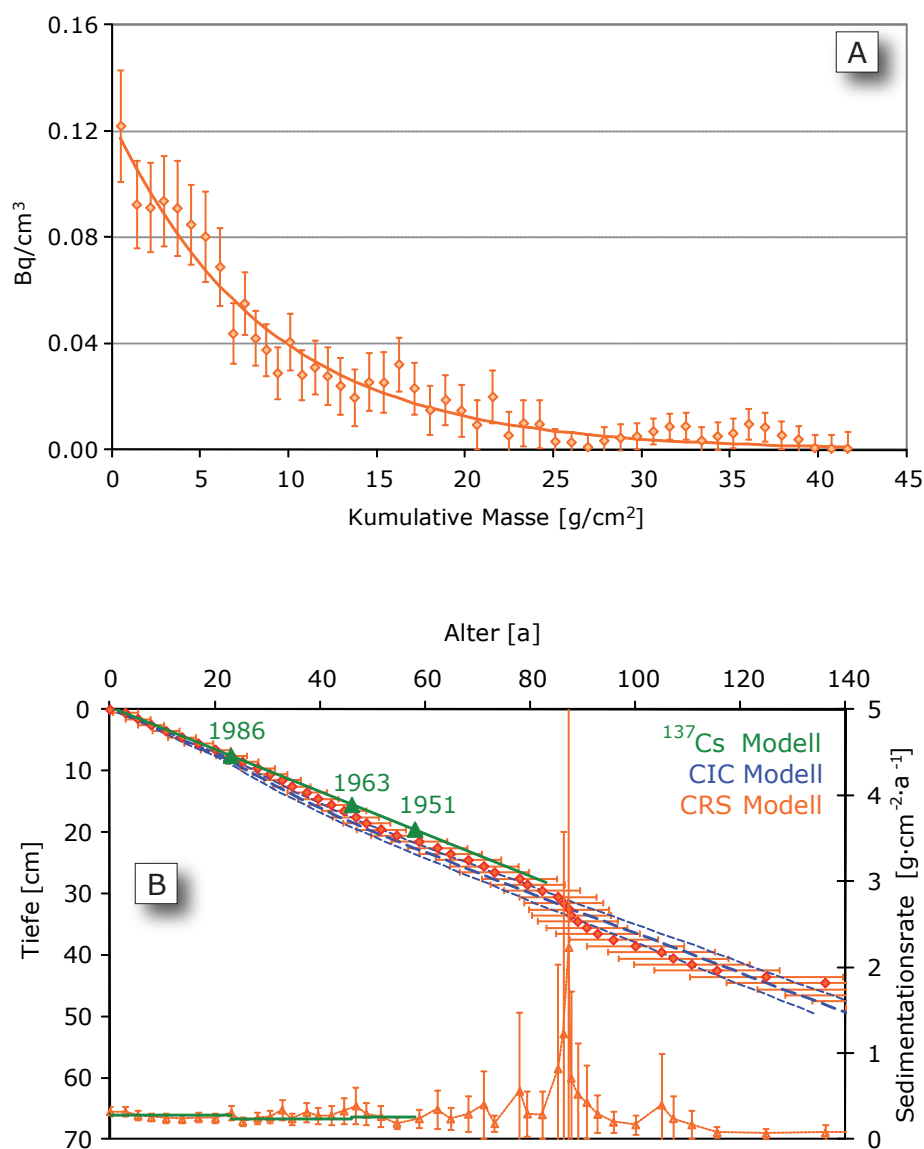


Abbildung 4A:

Tiefenverteilung des korrigierten unsupported ^{210}Pb im Sediment des Brienzersees (BS09-LS1) über der kumulierten Masse und Fit einer Exponentialfunktion an die Daten.

Abbildung 4B:

Vergleich der Tiefen-Alters-Relationen nach den ^{137}Cs -, CIC-, und CRS-Modellen (obere Kurven) und Sedimentationsraten nach dem ^{137}Cs - und CRS-Modell (untere Kurve).

1951 (Beginn eines signifikanten atmosphärischen Fallouts), 1963 (Maximum des Fallouts) und 1986 (Tschernobylfallout).

Das CIC-Modell nach Appleby (Constant Input Concentration) geht davon aus, dass ^{210}Pb zeitlich mit einer konstanten Rate in das Sediment eingetragen wird und dass die Sedimentationsrate ebenfalls zeitlich konstant ist. Damit folgt aus der Exponentialfunktion in Abbildung 4A die Gerade der Tiefen-Alters-Relation in Abbildung 4B.

Das CRS-Modell nach Appleby (Constant Rate Supply) geht auch davon aus, dass ^{210}Pb zeitlich mit

einer konstanten Rate in das Sediment eingetragen wird, lässt aber eine zeitliche Variation der Sedimentationsrate zu. Die Berechnung der Tiefen-Altersbeziehung nach dem CRS-Modell wird in Appleby, P. G. und Oldfield, F., 1978, dargestellt. Mit Hilfe des CRS-Modells lässt sich auch die Sedimentationsrate bestimmen. Sie ist ebenfalls in Abbildung 4B sowohl für das ^{137}Cs -Modell in grün, als auch für das CRS-Modell in Orange dargestellt.

Sowohl für die Tiefen-Alters-Relationen als auch für die Sedimentationsraten ergeben sich ziemlich gute Übereinstimmungen, was auf relativ konstante Sedimentationsprozesse schließen lässt.

Nach Versiegelung aller Proben in Alufolie und experimenteller Bestimmung des Massenschwächungskoeffizienten des Sedimentes lassen sich die Tiefen-Alters-Relationen und die Sedimentationsraten sicherlich noch weiter präzisieren.

Abbildung 5 zeigt die Isotopenverhältnisse von ^{240}Pu , ^{241}Pu und ^{241}Am zu ^{239}Pu als Funktion der Tiefe im Sediment des Brienzersees. Die Konzentrationen von Plutoniumisotopen sind sehr klein. So liegen die ^{240}Pu Konzentrationen in den obersten Schichten im Bereich von 10^{-14} g/g. Durch die sehr spezifische Abtrennung der Plutoniumfraktionen in den Proben und die extreme Empfindlichkeit ist es möglich, solch kleine Konzentrationen massenspektrometrisch zu messen. Das Isotopenverhältnis von $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ zeigt für jede Sedimentschicht einen Wert um 0.18, welcher typisch ist für Global Fall-out Plutonium aufgrund der Kernwaffentests. Für Plutonium aus dem Tschernobylreaktor würde man ein Verhältnis von 0.4 erwarten. Obwohl die Unsicherheit aufgrund der kleinen Plutoniumkonzentrationen in den oberen Sedimentschichten zunimmt, reicht die Genauigkeit aus um Aussagen über die Herkunft des Plutoniums zu machen.

Die ^{241}Pu Konzentrationen sind noch kleiner und liegen im Bereich von 10^{-15} g/g. Da man sich im Bereich der Nachweisgrenzen bewegt, sind die relativen Standardabweichungen entsprechend gross. In den vier Sedimentschichten der 60iger Jahre sinkt das Isotopenverhältnis von $^{241}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ mit zunehmender Tiefe. Nimmt man an, dass bei den

Atomwaffentests Plutonium mit konstantem Isotopenverhältnis in die Umwelt eingetragen wurde, so erwartet man aufgrund der Halbwertszeit von ^{241}Pu ($T_{1/2} = 14.35$ Jahre) tatsächlich eine Abnahme des Isotopenverhältnisses mit der Zeit. Unter der weiteren Annahme einer konstanten Sedimentationsgeschwindigkeit wurde mit einem exponentiellen Fit die Sedimentationsgeschwindigkeit für diese Schichten zu 0.24 cm/a berechnet. Die Sedimentationsgeschwindigkeit ist damit ca. 30% kleiner als die durchschnittliche Sedimentationsgeschwindigkeit der ersten 20 Schichten (Tabelle 3), ist aber aufgrund der grossen Unsicherheiten doch erstaunlich nah am Durchschnittswert, zumal man aufgrund der grösseren Rohdichten in den tieferen Sedimentschichten kleinere Sedimentationsgeschwindigkeiten erwarten würde.

Da mittlerweile bereits über 90% des ursprünglich eingetragenen ^{241}Pu in ^{241}Am zerfallen ist, erwartet man für das Aktivitätsverhältnis von $^{241}\text{Am}/^{239}\text{Pu}$ nur eine geringe Zunahme in diesen Sedimentschichten. Aufgrund der grossen Unsicherheiten kann diese Zunahme nicht nachgewiesen werden.

Die Plutonium Isotopenzusammensetzung wird von den beiden Isotopen ^{239}Pu ($T_{1/2} = 2.411 \cdot 10^4$ Jahre) und ^{240}Pu ($T_{1/2} = 6'563$ Jahre) dominiert und ändert sich nur leicht aufgrund des Zerfalls von ^{241}Pu ($T_{1/2} = 14.35$ Jahre). Tabelle 2 zeigt die Isotopenverhältnisse der 4 Sedimentschichten des Brienzersee. Aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeiten der Pu Isotope unterscheiden sich jedoch die Aktivi-

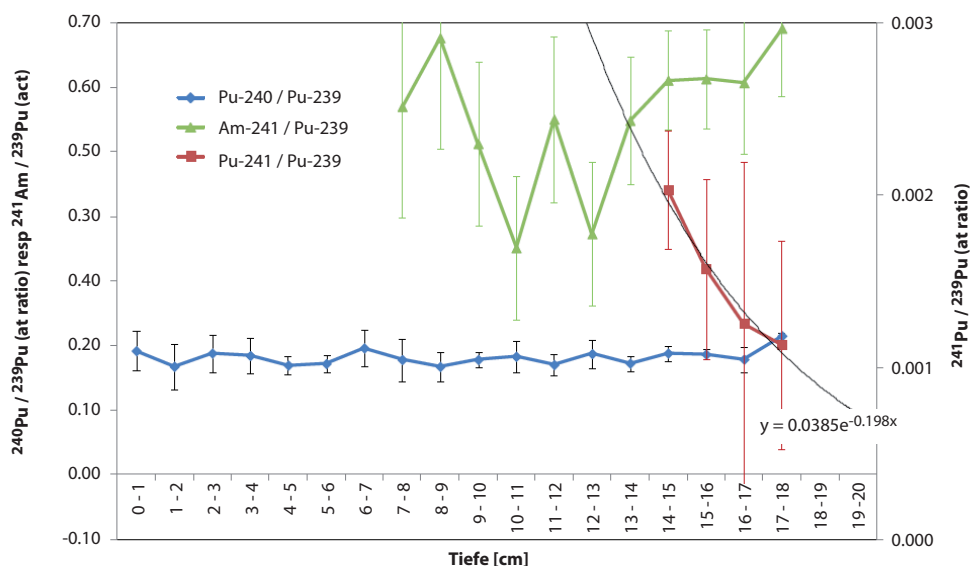


Abbildung 5:

Tiefenverteilung von Isotopenverhältnissen im Sediment des Brienzersees (BS09-LS1). Die Isotopenverhältnisse beziehen sich auf das Probenahmedatum (für ^{241}Pu genau genommen auf das Datum der Trennung (8.6.2010)).

tätsverhältnisse deutlich. So wurden in der Schicht 16 - 17 cm für die Plutonium Isotope ^{239}Pu , ^{240}Pu und ^{241}Pu Aktivitätskonzentrationen von 4.6, 3.1 und 15 Bq/kg bestimmt. Zurückgerechnet auf die 60iger Jahre ergibt das eine ca. 10-mal höhere ^{241}Pu Konzentration. Gemäss der Strahlenschutzverordnung liegen die Freigrenzen der Alpha Strahler ^{239}Pu und ^{240}Pu bei 40 Bq/kg und für den Betastrahler ^{241}Pu bei 2'000 Bq/kg. Die Freigrenzen wurden bezüglich Pu also auch während den 60iger Jahren nicht überschritten. Für ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30.17$ Jahre) lagen die auf die 60iger Jahre zerfallskorrigierten Aktivitäten auch alle unter der Freigrenze von 800 Bq/kg.

Tabelle 2:

Isotopenzusammensetzung in 4 Sedimentschichten des Brienzersee. Die Zusammensetzung bezieht sich auf das Datum der Plutonium Abtrennung (8.6.2010).

Sedimentschicht [cm]	^{239}Pu [%]	^{240}Pu [%]	^{241}Pu [%]
14 - 15	84.0 ± 0.8	15.8 ± 0.8	0.17 ± 0.03
15 - 16	84.2 ± 0.6	15.7 ± 0.6	0.13 ± 0.04
16 - 17	84.7 ± 1.4	15.2 ± 1.4	0.11 ± 0.07
17 - 18	82.2 ± 0.4	17.7 ± 0.4	0.09 ± 0.04

Tabelle 3 zeigt die berechneten Sedimentationsraten und die pro Flächeneinheit eingetragenen Aktivitäten. Der Tschernobyl Anteil an der Gesamtkonzentration wurde aufgrund der Abbildung 2 berechnet. Alle ^{137}Cs Einträge unterhalb des Tschernobylpeaks wurden dem Global Fallout der Kernwaffentests zugeordnet. Der so bestimmte Tschernobylanteil stimmt ziemlich gut überein mit den Anteilen die anhand von Bodenprofilen von La-Chaux-de-Fonds und La-Fouly im Jahresbericht 2008 analysiert wurden. Bei den Bodenprofilen wurde der Anteil anhand des Aktivitätsverhältnisses von $^{137}\text{Cs}/^{239}\text{Pu}$ bestimmt. Erstaunlicherweise lässt sich diese Methode nicht auf den Gesamteintrag in die Seen anwenden: Für Global Fallout aufgrund der Kernwaffentests erwartet man ein Aktivitätsverhältnis für $^{137}\text{Cs}/^{239}\text{Pu}$ von 47.2 für das Jahr 2009. Dieses Verhältnis wird durch die ^{137}Cs -Einträge aufgrund des Reaktorunglückes in Tschernobyl erhöht. Das $^{137}\text{Cs}/^{239}\text{Pu}$ Verhältnis des Brienzersees lag mit 47.8 nur unwe-

Tabelle 3:

Durchschnittlicher Sedimentationsgeschwindigkeit und pro Fläche eingetragene Aktivitäten. Die durchschnittlichen Sedimentationsgeschwindigkeiten wurden aufgrund des Global Fallouteintrages berechnet. Die ^{137}Cs Aktivitäten beziehen sich auf das Probenahmedatum.

	Durchschnittliche Sedimentationsgeschwindigkeit [cm/a]	^{239}Pu [Bq/m ²]	^{137}Cs [Bq/m ²]	Anteil der ^{137}Cs Aktivität aus Tschernobyl [%]
BS09-LS1	0.34	191 ± 3	9'134 ± 158	44
TS-09-03-2	0.41	77.2 ± 1.2	3'161 ± 18	30
VS-09-012-2	0.74	147 ± 2	7'901 ± 27	36

sentlich höher. Für den Vierwaldstättersee lag das Verhältnis bei 53.7, was einem Tschernobyleintrag von nur ca.14% entsprechen würde. Für den Thunersee lag das Verhältnis mit 40.9 sogar unter dem Wert von 47.2. Es wird also in einem Seesediment im Vergleich zu einem Bodenprofil mehr ^{137}Cs , oder weniger ^{239}Pu eingetragen. Ein unterschiedliches Migrationsverhalten aufgrund der chemischen Eigenschaften könnte dafür verantwortlich sein.

Danksagung

Wir danken Flavio Anselmetti und Alois Zwyssig von der Gruppe Sedimentologie der EAWAG für das Stechen und die Beprobung der Sedimentkerne.

Referenzen

- Appleby, P. G. und Oldfield, F., 1978. The Calculation of Lead-210 Dates Assuming a constant Rate of Supply of Unsupported Pb-210 to the Sediment. CATENA, Vol. 5, pp. 1 – 8.
- Putyrskaya, V. und Klemm, E., 2007. Modeling ^{137}Cs migration processes in lake sediments. J. Environ. Radioact. 96, 54–62.
- Rölli, S., Sahli, H., Holzer, R., Astner, M., Burger, M., 2009. Pu and Np analysis of soil and sediment samples with ICP-MS. Applied Radiation and Isotopes 67, 821-827.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



5

Lebensmittel Denrées alimentaires

5 Radioaktivität in Lebensmitteln	94
Zusammenfassung	94
Messprogramm	94
Neue Höchstwerte für Lebensmittelimporte aus Japan	95
Ergebnisse der Überwachung	95
Bewertung und Interpretation	98



5 Radioaktivität in Lebensmitteln

P. Steinmann, S. Estier - Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 Bern

M. Zehringer - Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

C. Bajo - Amt für Verbraucherschutz, Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau

mit Daten und Angaben von

E. Nyfeler - Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 Bern 19

T. Kaufmann - Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz, Vonmattstr. 16, 6002 Luzern

D. Baumann - ALT, Planaterrastrasse 11, 7001 Chur

N. Solcà - Laboratorio Cantonale, Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona

S. Reber - Kantonales Labor, Postfach, 8032 Zürich

F. Bochud, P. Froidevaux, F. Barraud, J. Corcho - IRA, Grand-Pré 1, 1007 Lausanne

M. Burger, S. Rölli, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner - LABOR SPIEZ, VBS, 3700 Spiez

G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller - Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 Bern

Im Text werden die kantonalen Ämter mit «KL» gefolgt vom Kanton abgekürzt.

Zusammenfassung

Insgesamt wurden 2011 ca. 330 Lebensmittelproben aus der Schweiz und ebenso viele importierte Lebensmittel auf Radioaktivität untersucht. Die Analysen fanden im Rahmen des BAG Probenahmeplans, von kantonalen Messkampagnen und von Spezialprogrammen statt. In den Hauptnahrungsmitteln waren wie in früheren Jahren Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium als anthropogene Radionuklide nachweisbar. Dazu kamen 2011 als Folge des Reaktorunfalles in Fukushima die Isotope ^{134}Cs und ^{131}I . In einem importierten Grüntee aus Japan waren dadurch der Toleranzwert für Cäsiumisotope überschritten. Vier weitere Toleranzwertüberschreitungen bei 3 Pilzproben aus Osteuropa und einer Milchprobe aus der Schweiz sind hingegen immer noch eine Folge der Kontamination durch den Tschernobyl-Reaktorunfall von 1986.

Messprogramm

Die Radioaktivität von Lebensmitteln wird in Zusammenarbeit von Bundesstellen und den kantonalen Laboratorien überwacht. Der Probenahmeplan des BAG umfasst Messungen (Gammaskopimetrie, ^{90}Sr , Tritium) an den Hauptnahrungsmitteln Milch und Getreide, sowie Gemüse in der Umgebung von Kernanlagen und tritiumverarbeitender Industrie sowohl auch aus anderen Standorten. Darüber hinaus messen einige Kantone weitere Lebensmittel wie einheimische oder importierte Wildpilze, Früchte, Gemüse, Gewürze etc. Nach dem Reaktorunfall in Fukushima wurden zusätzliche Milch- und Gemüseproben aus der Schweiz untersucht. Ein spezielles Überwachungsprogramm mit Messungen von Stichproben besteht seit März 2011 für Lebensmittelimporte aus Japan. Dabei gelten die im nächsten Abschnitt erläuterten Höchstwerte. Für Radionuklide in Lebensmitteln aus der Schweiz gelten die Toleranz- und Grenzwerte gemäss der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) (siehe Anhang 5).

Neue Höchstwerte für Lebensmittelimporte aus Japan

Die Europäische Union hat nach dem Reaktorunglück in Fukushima im März 2011 neue Höchstwerte für Lebensmittelimporte aus Japan festgelegt (Tabelle 1). Diese Höchstwerte orientieren sich an den in Japan gültigen Grenzwerten. Die Schweiz hat die EU-Regelung für Importe übernommen. Die Tabelle 1 zeigt auch die in der Schweiz weiterhin gültigen Grenz- und Toleranzwerte aus der FIV. Alle diese Höchstwerte beruhen im Grundsatz auf einer maximalen jährlichen Gesamtdosis durch Nahrungsaufnahme, die nach den Empfehlungen der internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) 1 mSv nicht übersteigen sollte. Ausgehend von dieser Gesamtdosis lassen sich aber mit unterschiedlichen Szenarien unterschiedliche Grenzwerte ableiten. Die hohen Grenzwerte entsprechen einer Situation wo nur wenige Lebensmittel mit einzelnen Radioisotopen kontaminiert sind. Die tiefen Grenzwerte gehen dagegen von einer dauerhaften Kontamination des Grossteils der Lebensmittel mit einer Vielzahl von Radioisotopen aus. Diese zweite Situation besteht heute in der weiteren Umgebung der Unfallreaktoren in Fukushima Dai-ichi, weshalb die Japanischen Behörden die Höchstwerte nach unten angepasst haben.

Ergebnisse der Überwachung

¹³⁷Cs, ¹³¹I und ⁹⁰Sr in Milch

Insgesamt wurden 2011 mittels Gammaskpektrometrie 188 Milchproben analysiert. Strontium-90 Analytik wurde an 48 Proben durchgeführt.

Für ¹³⁷Cs lagen die meisten Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die typischerweise bei 1 Bq/L oder tiefer lag. In 24 Proben konnten Spuren von ¹³⁷Cs zwischen 0.03 und 1.1 Bq/l nachgewiesen werden. Weil in keiner Milchprobe ¹³⁴Cs nachgewiesen wurde, ist es nicht möglich mit Bestimmtheit zu sagen, ob die gemessenen Spuren von ¹³⁷Cs mit den Emissionen aus Fukushima in Zusammenhang stehen oder ob sie wie in früheren Jahren auf alte Ablagerungen von ¹³⁷Cs im Boden zurückgehen. Eine Probe aus dem Kanton Tessin lag mit 11.1 Bq/l ¹³⁷Cs knapp über dem Toleranzwert von 10 Bq/l. Dieses Radiocäsium stammt immer noch von den hohen ¹³⁷Cs-Depositionen im Kanton Tessin nach dem Unfall von Tschernobyl.

Iod-131 wurde in Spuren (<1 Bq/l) in drei Milchproben von Ende März/Anfang April 2011 aus den Kantonen BS, GR und TI gefunden. Aufgrund des Zeitpunktes und der grossräumigen geografischen Verteilung kommt als Quelle für dieses ¹³¹I nur der Unglücksreaktor in Japan in Frage.

Das IRA Lausanne, das KL BS und das Labor Spiez untersuchten insgesamt 48 Milchproben auf ⁹⁰Sr. Alle ⁹⁰Sr Werte lagen unter dem Toleranzwert von 1 Bq/L. Der Mittelwert aller Proben betrug 0.07 Bq/L. Die höchsten Werte (0.62 und 0.33 Bq/L) stammen wie in den letzten Jahren aus dem Berggebiet. Das ⁹⁰Sr stammt im Wesentlichen von den

Tabelle 1:

Höchstwerte für Lebensmittel (Bq/kg), deren Ursprung oder Herkunft Japan ist. Die Grenzwerte aus der FIV stehen in Klammern. Die mit * bezeichneten Werte beziehen sich nur auf die Cäsiumisotope.

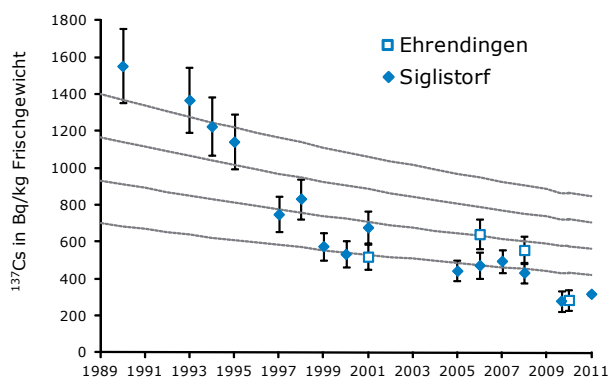
	Lebensmittel für Säuglinge und Kleinkinder	Milch und Milcherzeugnisse	Sonstige Lebensmittel, ausser flüssige Lebensmittel	Flüssige Lebensmittel
Summe der Strontium-Isotope, insbesondere ⁹⁰ Sr	75 (75)	125 (125)	750 (750)	125 (125)
Summe der Iod-Isotope, insbesondere ¹³¹ I	100 (150)	300 (500)	2'000 (2'000)	300 (500)
Summe der Alpha-Strahlung emittierenden Isotope von Plutonium und Transplutonium- Elementen, insbesondere ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am	1 (1)	1 (20)	10 (80)	1 (20)
Summe aller sonstigen Nuklide mit mehr als zehntägiger Halbwertszeit, insbesondere ¹³⁴ Cs und ¹³⁷ Cs, außer ¹⁴ C und ³ H	200 (400*)	200 (1'000*)	500 (1'250*)	200 (1'000*)

atmosphärischen Kernwaffentests in den 60er Jahren. Weil im Berggebiet mit zunehmender Höhe mehr Regen fällt, wurde dort durch Auswaschung auch mehr Radioaktivität abgelagert. (Siehe auch Resultate von Erd- und Grasproben aus denselben Gegenden im Kapitel 4.3.).

^{137}Cs und ^{90}Sr in Getreide, Obst und Gemüse

Die meisten der 12 Getreideproben und 42 Gemüse- und Obstproben aus der Schweiz ergaben ^{137}Cs -Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0.2 bis 1 Bq/kg Frischgewicht. Bei 4 Gemüse- und Obstproben konnten Spuren von ^{137}Cs in der Grössenordnung von 0.1 Bq/kg Frischgewicht festgestellt werden. Ein Zusammenhang mit dem Reaktorunfall in Fukushima kann aufgrund des Probenahmezeitpunktes in einer dieser Proben vermutet werden. Alle ^{137}Cs Werte lagen ein Vielfaches unterhalb des Toleranzwertes (FIV) von 10 Bq/kg.

Die ^{90}Sr Werte der 12 Getreideproben (sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken als auch aus entfernten Gebieten) variierten zwischen 0.05 und 0.47 Bq/kg mit einem Medianwert von 0.15 Bq/kg. Damit lagen alle Proben unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg. Die 20 auf ^{90}Sr untersuchten Gemüse- und Obstproben zeigten ^{90}Sr Gehalten zwischen 0.02 und 0.6 Bq/kg Frischgewicht mit einem Mittelwert von 0.1 und einem Medianwert von 0.08 Bq/kg Frischgewicht. Der etwas höhere Wert von 0.6 Bq/kg Frischgewicht stammt von einer Salatprobe aus der Umgebung des KKL. Insgesamt kam es zu keiner Überschreitung des Toleranzwertes von 1 Bq/kg Frischgewicht.



Figur 1: ^{137}Cs in Zigeunerpilzen aus Siglistorf und Ehrendingen (AG). Dargestellt sind die Aktivitäten zur Zeit der Probenahme. Die gestrichelten Linien zeigen die erwartete Abnahme aufgrund des radioaktiven Zerfalls.

^{137}Cs und ^{90}Sr in Wildpilzen

Das KL AG analysierte gammaspektrometrisch 23 Wildpilze in ausgesuchten Gemeinden (Siglistorf, Ehrendingen, Jönen). Werte über 100 Bq/kg Frischgewicht wurden in drei Proben aus Siglistorf gemessen: Zigeuner (319 Bq/kg Frischgewicht), Trompetenpfifferlinge (260 Bq/kg Frischgewicht) und Violetter Lacktrichterling (118 Bq/kg Frischgewicht). In keinem Fall war der Grenzwert von 1'250 Bq/kg Frischgewicht oder der Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht überschritten. Das Radiocäsium in diesen Pilzen stammt hauptsächlich vom Reaktorunfall in Tschernobyl. Die Figur 1 zeigt den rückläufigen Trend seit 1986 der ^{137}Cs -Aktivität in Zigeunerpilzen an zwei ausgewählten Standorten im Kanton Aargau.

Die KL ZH und BS untersuchten 36 Pilzproben aus dem Ausland, darunter 20 Steinpilze. Sechs Proben aus Osteuropa hatten erhöhte ^{137}Cs -Aktivitäten zwischen 488 bis 960 Bq/kg Frischgewicht, drei davon über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht. Der Grenzwert wurde nicht überschritten. Bei den Proben aus Fernost waren die ^{137}Cs Konzentrationen deutlich tiefer, meist unterhalb 10 Bq/kg. Zwei der Pilzproben aus Osteuropa wurden auch auf ^{90}Sr untersucht: beide Ergebnisse lagen unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg Frischgewicht.

Tritium in Milch, Obst und Fisch

Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die geregelten Abgaben an die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium auch in einigen Lebensmitteln aus dieser Gegend nachweisbar. Die jährlich durchgeführten Routinemessungen von Milch-, Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2011 ergaben im Destillat Tritiumkonzentrationen von 13 - 90 Bq/l (10 Obstproben). Die ebenfalls leicht erhöhte ^3H -Aktivität der Milch (14 - 55 Bq/l im Destillat von 5 Milchproben) ist auf die Aufnahme von ^3H aus lokalen Futtermitteln zurückzuführen. Das KL-BS hat in 26 weiteren Milchproben aus der ganzen Schweiz Tritium gemessen. Die Werte lagen in einem Bereich von <0.5 Bq/L bis 9.8 Bq/L, also deutlich unter den Werten von Niederwangen. Der Toleranzwert (FIV) von 1'000 Bq/kg war bei allen Proben, inklusive den Proben aus Niederwangen klar eingehalten.

¹³⁷Cs und ³H und im Trinkwasser

Das KL BS bestimmte in 16 Trinkwasserproben Tritiumaktivitäten von 4.4 bis 13.5 Bq/L. In diesen und 5 weiteren Proben lag die ¹³⁷Cs Aktivität durchwegs unterhalb der Nachweisgrenze von typischerweise 0.05 Bq/l.

Das KL GR hat 37 Trinkwasserproben aus dem Verteilernetz mit Gammaspektrometrie untersucht. Die künstlichen Radionuklide lagen alle unterhalb der Nachweisgrenze, welche für das ¹³⁷Cs 1 Bq/l betrug.

Cäsium- und Strontiumisotope in importierten Lebensmitteln

Gleich wie die Europäische Union hat die Schweiz nach dem Reaktorunfall in Fukushima Daiichi ein Programm zur Kontrolle von Lebensmittelimporten mit Ursprung Japan beschlossen (Höchstwerte siehe Tabelle 1). Im Rahmen dieser Kontrollen hat das BAG in Zusammenarbeit mit den Kantonalen Laboratorien, dem BVet und dem Zoll bis Ende 2011 64 Lebensmittelproben untersucht. Mit einer Ausnahme lagen die Isotope ¹³¹I, ¹³⁴Cs und ¹³⁷Cs alle unterhalb von 2 Bq/kg. Die Ausnahme ist ein Grüntee mit 5 Bq/kg ¹³⁴Cs und 6 Bq/kg ¹³⁷Cs. Alle kontrollierten Proben konnten freigegeben werden.

Daneben haben die Kantonalen Laboratorien weitere Lebensmittelimporte aus Japan aber auch Proben anderer Herkunft analysiert. Insgesamt waren

es im Berichtsjahr ca. 320 importierte Lebensmittel (siehe Tabelle 2). ¹³⁴Cs, als eindeutiger Anzeiger für eine Kontamination durch den Reaktorunfall in Japan, wurde in 9 Teeproben und einer Fischprobe identifiziert. Dabei handelte es sich jeweils um einige wenige Bq/kg. Die Ausnahme ist eine Teeprobe mit 109 Bq/kg ¹³⁷Cs und 86 Bq/kg ¹³⁴Cs. Hier könnte der Toleranzwert von 10 Bq/kg, welcher für den zubereiteten Tee gilt, überschritten sein. Bei allen anderen Teeproben wurden die Toleranzwerte eingehalten.

25 Teeproben wurden auch auf ⁹⁰Sr untersucht, wobei einige leicht erhöhte Werte bis 16 Bq/kg auftraten (Mittelwert: 3.3 Bq/kg; Median: 2.2 Bq/kg). Es gibt aber bei diesen Teeproben keine eindeutige Korrelation zwischen ¹³⁴Cs und ⁹⁰Sr, weshalb das gemessene ⁹⁰Sr durchaus von älteren Ablagerungen stammen kann. Auch hier ist zu bedenken, dass der Toleranzwert von 1 Bq/kg für den zubereiteten Tee gilt. Wenn man beim zubereiteten Tee von einer Verdünnung von mindestens 1:10 ausgeht, ist dieser Toleranzwert in allen Proben eingehalten.

Vier von 30 untersuchten Beeren-Proben zeigten leicht erhöhte ¹³⁷Cs Werte (9-24 Bq/kg) unterhalb des Toleranzwertes von 100 Bq/kg für Wildbeeren. Bei diesen Proben wurde auch der Toleranzwert für Strontiumisotope von 1 Bq/kg geprüft – er war eingehalten.

Tabelle 2:

Auf Gammastrahler (¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹³¹I) und ⁹⁰Sr untersuchte Proben von importierten Lebensmitteln 2011 (TW: Toleranzwert)

Probenart	Anzahl Proben		Wichtigste Herkunftsregionen	Bemerkungen
	Gamma	⁹⁰ Sr		
Fische	82	-	Pazifik, Japan, Mittelmeer	Spuren von ¹³⁴ Cs in einer Probe
Pflanzen- und Fischöl	32	-	Japan	Keine erhöhten Werte
Würze und Saucen	30	-	Japan	Keine erhöhten Werte
Getreide und Teigwaren	28	-	Japan	Keine erhöhten Werte
Beeren	30	25	Europa, China, Chile	Höhere Werte aus Osteuropa; keine Werte > TW
Tee	38	25	Japan	Spuren von ¹³⁴ Cs in mehreren Proben
Verschiedene (Algenblätter, etc.)	43	6	Japan	Keine erhöhten Werte
Pilze	38	2	Osteuropa, Fernost	Drei ¹³⁷ Cs Werte > TW

Unter den weiteren in Tabelle 2 aufgeführten Proben sind keine mit erhöhter Radioaktivität (Cs- und Sr-Isotope) entdeckt worden.

Diverse Messungen

Das KL BS führte im Berichtsjahr auch Radioaktivitätsmessungen an Kindertees, Müeslis sowie Fischproben aus dem Mittelmeer durch. Erhöhte Werte fanden sich bei einigen Proben für die natürlichen Alphastrahler ^{210}Po und ^{210}Pb . Sardellen und Sardinen enthielten bis zu 111 Bq/kg ^{210}Po . Weil gleichzeitig die Konzentration von ^{210}Pb tief war (< 10 Bq/kg), war der Summengrenzwert für Radionuklide der Uran- und Thoriumreihe Gruppe II von 150 Bq/kg für Meerestiere dennoch eingehalten. Bezüglich der Radioaktivität wurde keine dieser Proben beanstandet. Die entsprechenden Berichte des Kantonslabors sind auf www.kantonslabor-bs.ch verfügbar.

Bewertung und Interpretation

Für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Messwerte oft unterhalb der Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze liegen. Toleranzwertüberschreitungen wurden 2011 in einer Milchprobe aus der Schweiz und in Proben von importierten Pilzen aus Osteuropa sowie einem Grüntee aus Japan festgestellt.

Bei starkem Konsum der am stärksten mit künstlichen Radionukliden belasteten Lebensmittel könnte eine Dosis von einigen wenigen Hundertstel mSv akkumuliert werden. Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen natürlichen Radionuklide im menschlichen Körper bei durchschnittlich rund 0.35 mSv. Davon stammen rund 0.2 mSv von ^{40}K , der Rest von Uran, Radium und Thorium und deren Folgeprodukten, insbesondere ^{210}Pb und ^{210}Po . Die beiden letztgenannten natürlichen Isotope könnten bei Personen mit überdurchschnittlichem Konsum von speziellen Lebensmitteln wie Wildpilzen, Sardinen oder Sardellen zu einer zusätzlichen Dosis von maximal 0.1 mSv/a führen.

Die Spuren von Radioaktivität aus Fukushima Dai-ichi, welche in einigen Lebensmittelproben nachgewiesen werden konnten, haben die Strahlendosis der Bevölkerung in der Schweiz nicht merkbar erhöht. Selbst ein Verzehr von 25 kg des am stärksten kontaminierten Gemüses (Blattgemüse) hätte nur zu einer Dosis von 0.0005 mSv geführt.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



6

Radioaktivität im Menschen

Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2011	101
Zusammenfassung	101
Ziel der Messungen	101
Messmethode	101
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	102
^{40}K -Gehalt des Körpers	102
6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	103
Résumé	103
Introduction	103
Résultats et discussion	104
Conclusions	105



6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2011

S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA BAG, 3003 Bern

M. Boschung

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, PSI, 5232 Villigen-PSI

Mme. S. Namy, et K. Jeandet

Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspitals, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 Genf-4

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. Während die ^{137}Cs -Messresultate aus Genf durchwegs unter der Nachweisgrenze (ca. 50 Bq) lagen, meldete das PSI 9 Messwerte zwischen 60 und 300 Bq. 2011 wurden auch Kontrollen an Personen nach ihrer Rückkehr von Japan durchgeführt. Bei keiner Messung wurde eine Cs-Aktivität im Körper nachgewiesen.

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.

Messmethode

Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Genf werden mit grossvolumigen NaI-Kristallen 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.

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

Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2011 am PSI in Villigen bei 269 Personen total 485 Ganzkörpermessungen durchgeführt. Bei zwei Messungen wurde eine ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität zwischen 150 und 300 Bq nachgewiesen. Bei 7 Messungen wurde eine ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität zwischen 60 und 150 Bq gemessen. Die ^{137}Cs -Messwerte für alle anderen Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 60 Bq.

Die ^{137}Cs -Messwerte an 6 Gymnasiastinnen und 9 Gymnasiasten aus Genf (16-19 Jährige) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 40 bis 50 Bq.

Kontrolle an Personen nach ihrer Rückkehr aus Japan

Das Schweizerische Korps für humanitäre Hilfe (SKH) hat im Anschluss an das schwere Erdbeben Angehörige für einen zeitlich beschränkten Einsatz nach Japan geschickt. Alle Helfer, welche für eine längere Zeit in Japan waren, wurden nach der Rückkehr entweder mittels Triagemessung am Flughafen Zürich oder mit einer Messung im Ganzkörperzähler am PSI ausgemessen. Bei keiner Messung wurde eine Cs-Aktivität im Körper nachgewiesen. Vereinzelt haben sich auch Personen aus der Bevölkerung für eine Ganzkörpermessung interessiert. In keinem Fall konnte eine Cs-Aktivität im Körper nachgewiesen werden.

^{40}K -Gehalt des Körpers

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

Das in der Natur vorkommende Kalium besteht zu 0.01167% aus dem radioaktiven Isotop ^{40}K . Kalium befindet sich vor allem im Muskelgewebe, und damit ist der Kalium-Gehalt proportional zur Muskelmasse. Da bei Männern der Anteil Muskelgewebe am Gesamtkörpergewicht grösser ist als bei Frauen, haben Männer einen höheren Kalium-Gehalt als Frauen. Der durchschnittliche ^{40}K -Gehalt beträgt bei 20-30-jährigen Männern ca. 4'500 Bq und bei gleichaltrigen Frauen ca. 3'000 Bq und nimmt danach bis zum Alter von 70 Jahren um etwa 10 bis 20 Prozent ab.

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 1.85 g Kalium (20 - 80%-Perzentile: 1.7 - 2.05 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq pro Person) und bei den jungen Männer 2.3 gK (20 - 80%-Perzentile: 2.1 - 2.5 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4'900 Bq pro Person).

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

6.2

Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait**P. Froidevaux, J. Corcho, F. Barraud, K. Garcia-Diz, A. Savary, F. Bochud**

Institut de radiophysique, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Nous avons mesuré le ^{90}Sr dans des échantillons de dents de lait d'enfants nés entre 1996 et 2005 et prélevées entre 2010 et 2011. Les activités sont situées entre 0.015 et 0.045 Bq/g Ca. Des mesures similaires ont été effectuées sur des vertèbres de personnes décédées en 2010 et 2011. Les activités sont situées entre 0.013 et 0.044 Bq/g Ca. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus les années précédentes et montrent que la chaîne alimentaire n'est contaminée en ^{90}Sr que par les résidus d'activité provenant des essais nucléaires des années soixante. On observe aussi que le rapport $^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$ dans le corps humain est proche de celui trouvé dans le lait. En 2010 et 2011, nous avons fait quelques mesures de ^{210}Po dans ces mêmes échantillons afin de voir l'impact de la contamination de la nourriture par le $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$. Les activités sont situées entre 0.008 et 0.094 Bq/g Ca. Un échantillon présentait une activité de 0.239 Bq/g Ca et provenait probablement d'une personne tabagique.

Introduction

Le ^{90}Sr est un radioélément parmi les plus radio-toxiques que produit la fission nucléaire. Il est présent dans l'environnement en Suisse à la suite des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années 1955-1963. Le ^{90}Sr a une période physique de 29.1 ans et constitue donc un danger potentiel d'irradiation à long terme, notamment s'il est accumulé dans le corps humain. Le ^{90}Sr est un analogue chimique du calcium et peut ainsi être incorporé dans les os. Un paramètre très important pour évaluer la dose reçue par la population suite à l'ingestion de ^{90}Sr est le temps de rétention du radioisotope dans le corps humain. Ce temps comprend une composante physique (période ou demi-vie de l'élément) et une composante biologique, liée au métabolisme. Pour le ^{90}Sr , présent à presque 100% dans le squelette, il s'agit principalement de la vitesse de remodelage de l'os. Pour un os spongieux comme la vertèbre, analysée dans ce travail, la vitesse de remodelage est plus rapide que pour des os compacts (os longs comme le fémur ou le tibia). Dans un travail précédent, nous avons démontré que le temps de rétention du ^{90}Sr dans la vertèbre était de 13.5 ans et suivait le temps de rétention du ^{90}Sr dans tous les autres compartiments de l'environnement (Froidevaux et al. 2010).

En 2010 et 2011, nous avons également mesuré le ^{210}Po dans des vertèbres provenant du Tessin, afin de déterminer l'impact d'une zone à forte concentration de ^{222}Rn sur l'inhalation de $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$. L'os est en effet un compartiment cible pour le ^{210}Pb , précurseur du ^{210}Po (Leggett, 1993). L'incorporation par ingestion de nourriture riche en ^{210}Po (poissons, crustacés, fruits de mer) peut mener à un niveau de

^{210}Po accru dans les os. Le tabagisme accroît aussi de manière importante l'incorporation de ^{210}Po . Des valeurs de 15 - 20 mBq/l d'urine ne sont pas rares chez les fumeurs, alors que le taux normal chez des non fumeurs est inférieur à 5 mBq/l d'urine (Froidevaux and Baechler, 2006).

Dans ce rapport, nous avons analysés des vertèbres et des dents de lait prélevées en Suisse en 2010 et 2011.

Résultats et discussion

Les résultats des analyses sont présentés dans les Tableaux 1, 2 et 3. Les activités normalisées au contenu en calcium de l'échantillon sont de l'ordre de 0.030 Bq/g Ca dans les dents de lait et de 0.021 Bq/g Ca dans les os, soit très similaires à celles obtenues les années précédentes. Une valeur de contrôle de 0.074 Bq/g Ca pour un échantillon de vertèbre datant de 1980 a été mesurée, en conformité avec la valeur attendue pour cette année de décès. Il n'y a donc pas de contamination de l'environnement supplémentaire à celle des essais nucléaires par ce radioélément. La présence de ^{90}Sr dans les dents de lait des enfants est due au passage de ce radioélément du plasma sanguin de la mère (après ingestion de nourriture contaminée) à travers le placenta durant les derniers mois de la grossesse ainsi qu'à la contamination du lait maternel lors des premiers mois d'allaitement.

Tableau 1:

^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 1996 et 2005. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 4 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour $u(95\%)$.

Année de naissance	Lieu de naissance	Année d'extraction	^{90}Sr (Bq/g Ca)
1996	Vaud	2010-2011	0.023±0.006
1998	Vaud	2010-2011	0.025±0.004
2000	Vaud	2010-2011	0.025±0.004
2001	Vaud	2010-2011	0.029±0.007
1999	Zürich	2009-2011	0.052±0.009
2000	Zürich	2009-2011	0.015±0.005
1997	Tessin	2010-2011	0.028±0.005
2003-2005	Berne	2010	0.045±0.010

Tableau 2:

^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2010 et 2011 et mesurées en 2011. Incertitudes pour $u(95\%)$.

Lieu de décès	Année de décès	^{90}Sr (Bq/g Ca)
Vaud	2011	< 0.010
Vaud	2011	0.013 ± 0.004
Vaud	2011	0.032 ± 0.005
Vaud	2011	0.025 ± 0.003
Vaud	2011	0.013 ± 0.005
Tessin	2008	0.020 ± 0.002
Tessin	2010	0.017 ± 0.002
Tessin	2010	0.022 ± 0.002
Tessin	2010	0.023 ± 0.003
Tessin	2010	0.015 ± 0.002
Tessin, mélange	2011	0.013 ± 0.002
Tessin	2011	0.023 ± 0.003
Tessin	2011	0.023 ± 0.003
Tessin	2011	0.013 ± 0.002
Tessin	2011	0.017 ± 0.003
Tessin	2011	0.044 ± 0.004
Tessin	2011	0.038 ± 0.004
Mélange Suisse	1980	0.074 ± 0.007
Moyenne 2011 (n=18)		0.021 ± 0.009

Les activités en ^{210}Po mesurées dans les vertèbres sont beaucoup plus variables que celles de ^{90}Sr , car les niveaux d'activité dans l'air inhalé et dans la nourriture ingérée sont également plus variables, alors que les habitudes en matière de tabagisme ont également une importance fondamentale. Ainsi la valeur de 0.239 Bq/g Ca observé dans un échantillon provient très vraisemblablement d'un tabagisme important. Il faut également noter que le niveau d'activité en $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ est dépendant de l'âge. Le modèle dosimétrique indique en effet un triplement de l'activité en ^{210}Po dans l'os cortical entre 20 et 80 ans (Salmon et al. 1999). Des niveaux de l'ordre de 0.013 Bq/g Ca ont été observés dans la tête de fémur d'enfants (Lovaas and Hursh, 1968) alors que des activités situées entre 0.02 et 0.10 Bq/g Ca sont rapportées pour les os trabéculaires chez l'adulte. En excluant la valeur exceptionnelle de 0.239 Bq/g Ca, la moyenne est de 0.041 ± 0.025 mBq/g Ca, soit bien située dans cet intervalle.

Tableau 3:

^{210}Po (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées au Tessin en 2010 et 2011 et mesurées en 2011. Incertitudes pour $u(95\%)$.

Année de décès	Lieu de décès	^{210}Po (mBq/g Ca)
2008	Tessin	8.3 ± 0.2
2010	Tessin	28 ± 1
2010	Tessin	30 ± 1
2010	Tessin	24 ± 1
2010	Tessin	65 ± 3
2010	Tessin	28 ± 1
2010	Tessin	49 ± 1
2011	Tessin	94 ± 3
2011	Tessin	239 ± 5

Conclusions

Les activités en ^{90}Sr mesurées en 2011 dans les dents de lait et les vertèbres sont très basses et s'approchent des limites de détection de la méthode qui utilise 5 g de cendres pour les deux types d'échantillons. Malheureusement le faible taux de réponse à la collecte annuelle de dents de lait n'autorise pas à augmenter ces quantités et cette année nous n'avons pu procéder à la mesure que de 8 lots de dents de lait.

La mesure de ^{210}Po montre des activités assez variables (8 - 94 mBq/g Ca) mais dans l'intervalle de valeurs que l'on peut trouver dans d'autres études incluant des cas d'âge de décès différents (ici entre 44 et 82 ans). La valeur de 239 mBq/g Ca a été attribuée à un fort tabagisme, bien que nous n'ayons aucune information sur ce cas.

Remerciements

Nous remercions les médecins-dentistes ayant participé à la collecte des dents de lait et les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno pour la collecte des vertèbres.

Références

Froidevaux et al. Retention half times in the skeleton of plutonium and ^{90}Sr from above-ground nuclear tests: A retrospective study of the Swiss population. *Chemosphere*, **2010**, 80, 519-524.

Froidevaux and Beachler. Measurement and dosimetry of ^{210}Po . Rapport à l'OFSP. Institute for Radiation Physics. University Hospital Center. Lausanne **2006**.

R.W.Leggett. An Age-Specific Kinetic-Model of Lead Metabolism in Humans, *Environ.Health Persp.* **1993**, 101, 598-616.

P.L.Salmon et al. Dose 210 , a semi-empirical model for prediction of organ distribution and radiation doses from long-term exposure to Pb-210 and Po-210. *Rad.Prot.Dosim.* **1999**, 82,175-192.

Lovaas, A.; Hursh, JB. Radium-226 and Pb-210 in human teeth and bone. *Health Phys.* **1968**,14, 540-555.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



7

Messung von Spezialnukliden Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	108
Zusammenfassung	108
Kohlenstoff-14	108
Kernkraftwerk Leibstadt	110
Kernkraftwerk Gösgen	110
Kernkraftwerk Mühleberg	111
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau	111
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	112
Messungen in der Region Basel-Stadt	112
Krypton-85 (⁸⁵ Kr)	115
Argon-37 (³⁷ Ar)	116
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	117
Résumé	117
Introduction	118
Méthode de séparation chimique	118
Résultats	119
Conclusions	120



7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37

Th. Stocker, P.Düring, R. Fischer, M. Hönger, R. Purtschert und T. Wagner

Abt. Klima und Umweltp Physik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 BERN

Clemens Schlosser, Martina Konrad und Sabine Schmid

Bundesamt für Strahlenschutz, Rosastrasse 9, D-79098 FREIBURG IM BREISGAU

J. Eikenberg, R. Siegwolf

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN-PSI

Zusammenfassung

Die Messungen des ^{14}C -Gehalts an Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Beznau, Gösgen, Leibstadt und Mühleberg), Kehr-richtverbrennungsanlagen (Bern, Lausanne, Thun und Zürich), des Paul Scherrer Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2011 weitergeführt. Aus ^{14}C -Werten von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale ^{14}C -Quellen und -Verdünnungen wurde aus den August- und Oktoberwerten ein Mittelwert errechnet. Es resultierte für die Zeit der Probenahmen 2011 ein $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert von $30 \pm 4\%$.

Die 87 auf ^{14}C untersuchten Standorte unterscheiden sich um -24% bis maximal $+145\%$ von diesem Referenzwert. Dies entspricht einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von -0.4 bis $+2 \mu\text{Sv}$ (10^{-6} Sievert = $1 \mu\text{Sv}$) in einem Jahr. Im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung von $3'000 \mu\text{Sv/a}$ fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen im Berichtsjahr nicht ins Gewicht.

Die beiden Edelgas-Radionuklide ^{85}Kr und ^{37}Ar werden in der Atmosphäre auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen produziert. ^{85}Kr , freigesetzt bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstäben, konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.8 Jahren und den zunehmenden Emissionsraten über die letzten 40 Jahre in der Atmosphäre anreichern. Zurzeit verharrt die Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr auf konstantem Niveau. Die aktuellen Konzentrationen von ^{37}Ar sind praktisch nicht von künstlichen Quellen beeinflusst. Lokal erhöhte Werte könnten aber auf nukleare Aktivitäten hinweisen. Beide Isotope verursachen keine signifikante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis.

Kohlenstoff-14

Die ^{14}C -Messungen wurden an der Universität Bern durchgeführt, Ausnahmen sind erwähnt.

Referenzwert

Der ^{14}C -Gehalt von atmosphärischem CO_2 nimmt weiter ab, liegt aber gegenwärtig immer noch über dem als Basis für die Radiocarbonatierung definierten Standardwert für das Jahr 1950:

$$(1) {}^{14}\text{A}_0 = (13.56 \pm 0.07) \text{ dpm/gC} = (0.226 \pm 0.001) \text{ Bq/gC}$$

Der noch vorhandene Anteil an durch Nuklearwaffentests vor allem zwischen 1955 und 1966 produziertem $^{14}\text{CO}_2$ in der Atmosphäre wird durch die Verbrennung fossiler, d.h. ^{14}C -freier Brennstoffe global noch nicht kompensiert. Nur lokal manifestiert sich die als "Süss"- oder "Industrie"-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$. Der von terrestrischen Pflanzen durch Assimilation aufgenommene Kohlenstoff widerspiegelt in seinem ^{14}C -Gehalt im Wesentlichen den zeitlichen Verlauf der atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration.

Radiocarbon-Quellen und -Verdünnungen (KKW, KVA, Industrie, Autobahnen) können den ^{14}C -Gehalt bei Knospen und Laub von Bäumen, die in deren Umgebung wachsen, insbesondere während der Blattwuchsphase beeinflussen. Laub und Knospen eignen sich also als ^{14}C -Monitor. Die für diesen Bericht gemessenen ^{14}C -Werte werden mit dem Radiocarbonstandard ${}^{14}\text{A}_0$ verglichen:

$$(2) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} = ({}^{14}\text{A}_{\text{Probe}} / {}^{14}\text{A}_0 - 1) \times 1000 [\text{‰}]$$

Sinnvoll ist auch ein Vergleich mit ^{14}C -Werten von Laub, welches von Bäumen ohne lokale ^{14}C -Quellen oder -Verdünnungen stammt.

Zu diesem Zweck wurden an drei ländlichen Standorten Buchen- und Lindenblätter gesammelt. Ihr ^{14}C -Gehalt wurde bestimmt und nach (2) mit $^{14}\text{A}_0$ verglichen (Figur 1). Aus den resultierenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten wurde für die Zeit der Hauptprobenahmen 2011 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis hierzu dienten die ausgewachsenen, im August und Oktober gepflückten Blätter.

$$(3) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2011}} = 30 \pm 4 [\text{‰}]$$

Die Differenz

$$(4) \text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2011}}$$

weist auf ^{14}C -Quellen (Netto $\Delta^{14}\text{C} > 0$) oder -Verdünnungen (Netto $\Delta^{14}\text{C} < 0$) hin.

Aufbereitung von Laubproben für die ^{14}C -Messung

Es gelangen zwei unterschiedliche Methoden zur Anwendung:

- **Methode A:** ^{14}C -Bestimmung nur in der Blattkohle ¹
- **Methode B:** ^{14}C -Bestimmung im ganzen Blatt

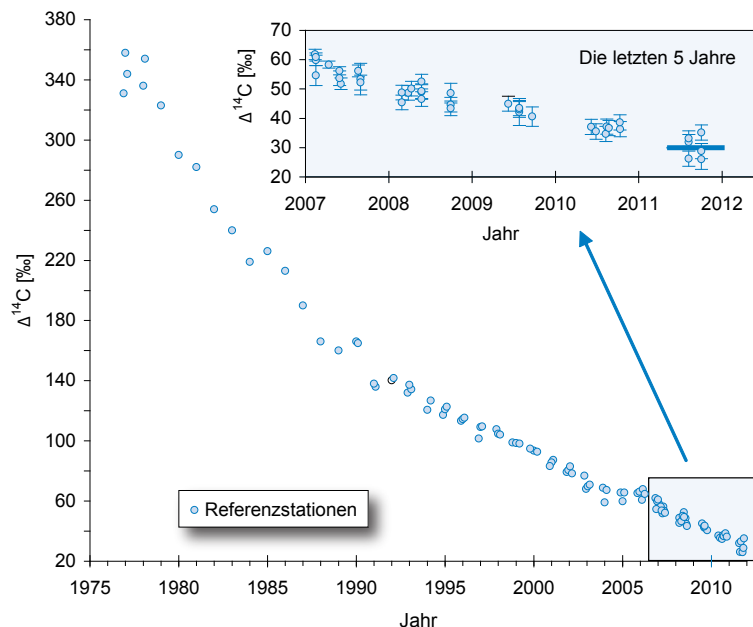
An der Referenzstation ergaben Messungen an der Blattkohle (Methode A) im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt (Methode B) Unterschiede von weniger als 4 ‰. An belasteten Standorten können die Unterschiede zwischen den Resultaten der nach den Methoden A und B aufbereiteten Proben jedoch grösser sein.

Bei der Messung am ganzen Blatt wird der gesamte Kohlenstoff erfasst. Diese zwar zeitaufwändigere, aber den wahren ^{14}C -Gehalt der Blätter besser wiedergebende Methode B wird für Proben von Standorten verwendet, die bereits in den Vorjahren deutlich höhere Werte zeigten.

Tabelle 1:

Messwerte 2011 und Koordinaten der Referenzstationen.

Ort	$\Delta^{14}\text{C}$ [‰]			Koordinaten	[m.ü.M.]	Baumart/Standort
	Juni	Aug.	Okt.			
Taanwald	47	32	35	601320 / 186150	938	Rotbuchen im Wald
Belpberg	40	33	29	606050 / 190800	825	Rotbuche auf Krete Ø 45cm
Ballenbühl	-	26	26	612550 / 192800	852	Linden freistehend



Figur 1:

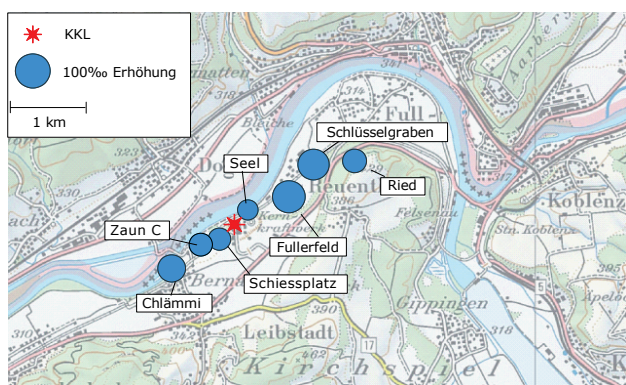
$\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Laubblättern von den Referenzstationen. Nach einem praktisch konstanten Level in den Jahren 2004 bis 2006 setzte sich der 2007 festgestellte Rückgang bis heute fort. Die blaue Linie zeigt den bestimmten Referenzwert für die 2. Jahreshälfte, der Hauptsammelzeit der Blätter.

¹ Die Probe wird im Stickstoffstrom pyrolysiert. Dabei verflüchtigen sich gewisse Kohlenstoffverbindungen, die somit für die Analyse ihres ^{14}C -Gehaltes verloren sind.

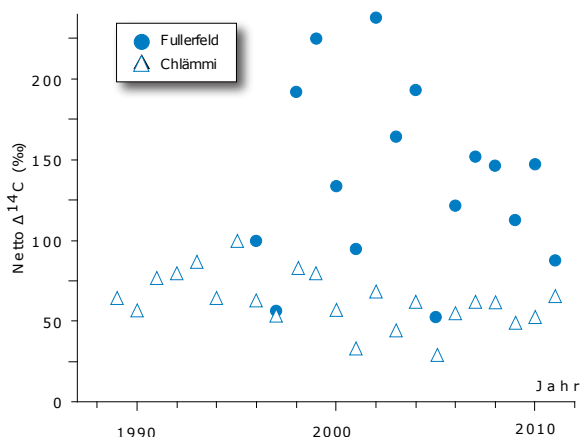
Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2011 wurden beim Kernkraftwerk Leibstadt (KKL) Blätter an verschiedenen Standorten in beiden Hauptwindrichtungen gesammelt und gemessen. Damit werden die z. T. seit 1984 geführten Zeitreihen fortgesetzt. Die höchste ^{14}C -Konzentration ergab sich in 500-1000 m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung bei den Birken vom Standort Fullerfeld und im Südwesten im Bereich der Friedhof-Linde an der Position Chlämmi (Figur 2).

Die Figur 3 zeigt die aufgetretenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte an diesen Standorten seit Messbeginn. Im Jahre 2005 musste das Atomkraftwerk während 5 Monaten stillgelegt werden. Deutlich geringere ^{14}C -Konzentrationen waren die Folge. Der grösste 2011 gemessene Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert liegt mit 88 ‰ deutlich unterhalb den Werten der letzten Jahre.



Figur 2: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL) für 2011. Probenahme: 2.8.2011. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

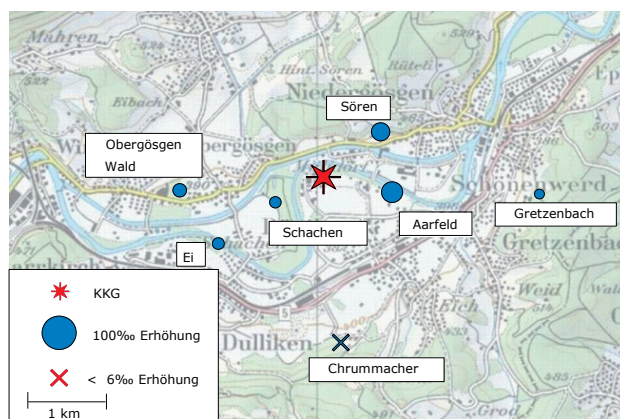


Figur 3: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte nordöstlich (●) und südwestlich (Δ) des Kernkraftwerkes Leibstadt. Der Standort Fullerfeld wird seit 1996, derjenige von Chlämmi seit 1989 beprobt. (Standorte: siehe Figur 2).

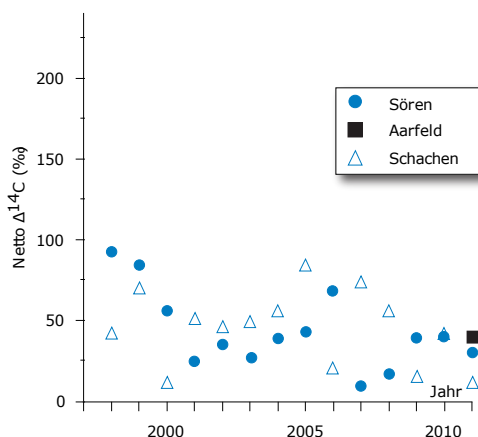
Kernkraftwerk Gösgen

In der Figur 4 sind die Resultate der am 6. Juli 2011 gewonnenen Blattproben in der Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen (KKG) dargestellt. Der höchste ^{14}C -Messwert resultierte in diesem Jahr nicht am Standort Schachen, sondern östlich des KKG am Standort Aarfeld und liegt 39 ‰ höher als an unbelasteten Standorten. Der Standort Chrummacher (408 m.ü.M.) befindet sich quer zu den topographisch bedingten Hauptwindrichtungen. Der Messwert bei Chrummacher ist gegenüber dem Referenzwert nur um 5 ‰ erhöht, d. h. er weicht nur gering vom unbeeinflussten Referenzwert (30 ± 4 ‰) ab.

In der Figur 5 sind die z.T. seit Messbeginn ermittelten, höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Werte > 100 ‰ wurden in dieser Zeitspanne nie festgestellt. Höchstwerte resultierten jeweils in ähnlicher Distanz zum Kraftwerk, jedoch nicht immer an den gleichen Orten. So wurden beispielsweise



Figur 4: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Probenahme: 6.7.2011. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

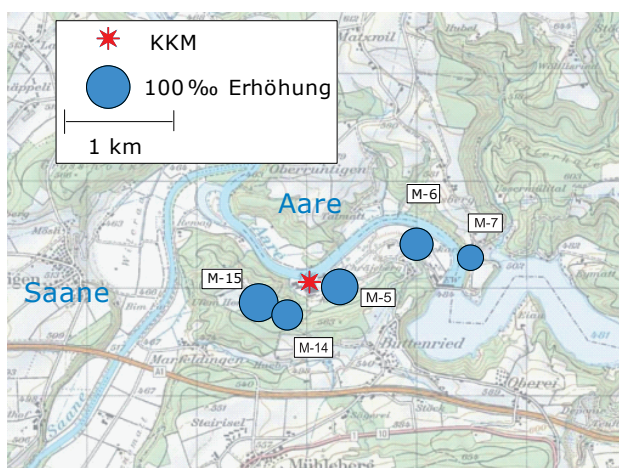


Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (● ■) und westlich (Δ) des Kernkraftwerkes Gösgen. Im Jahre 2011 wurden die Werte von Sören und Schachen am Standort Aarfeld (■) leicht übertroffen (Standorte: siehe Figur 4).

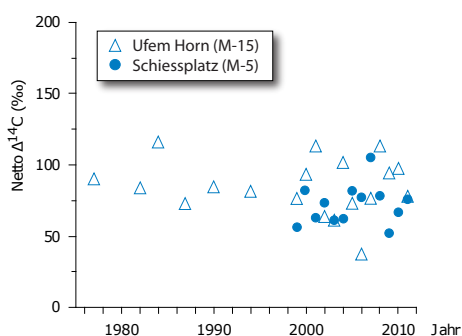
in den Jahren 2006, 2008 und 2010 die höchsten Werte östlich des KKG gemessen. In den übrigen Vorjahren wurden Höchstwerte am westlich gelegenen Standort Schachen festgestellt.

Kernkraftwerk Mühleberg

Die in Figur 6 symbolisch dargestellte Verteilung der Messwerte um das Kernkraftwerk Mühleberg (KKM) zeigt wiederum die grösste Erhöhung am Standort M-15 Ufem Horn. Der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwert sank gegenüber dem Vorjahr von 98 ‰ auf neu 79 ‰. Hierbei gilt es zu beachten, dass das Kernkraftwerk im Sommer während ca. 3 Monaten keinen Strom produzierte. Die Messung erfolgte unmittelbar vor dem Stillstand. Während dem Produktionsstopp sank die ^{14}C -Konzentration nochmals um 10 ‰. Bei einem ähnlichen Betriebsunterbruch im Jahre 2005 beim Kernkraftwerk Leibstadt resultierte ein deutlich stärkerer Abfall der ^{14}C -Konzentration. Allerdings dauerte der Stillstand damals 2 Monate länger.



Figur 6: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM). Probenahme 1.7.2011. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 7: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) des Kernkraftwerkes Mühleberg seit Messbeginn. (Standorte: siehe Figur 6).

In der entgegengesetzten Windrichtung betrugen die höchsten Messwerte am Standort M-5 Schiessplatz 70 ‰ (1.7.2011) sowie 77 ‰ (28.9.2011). Warum es hier während dem Stillstand sogar zu einer geringfügigen Erhöhung der ^{14}C -Konzentration kam, ist nicht klar.

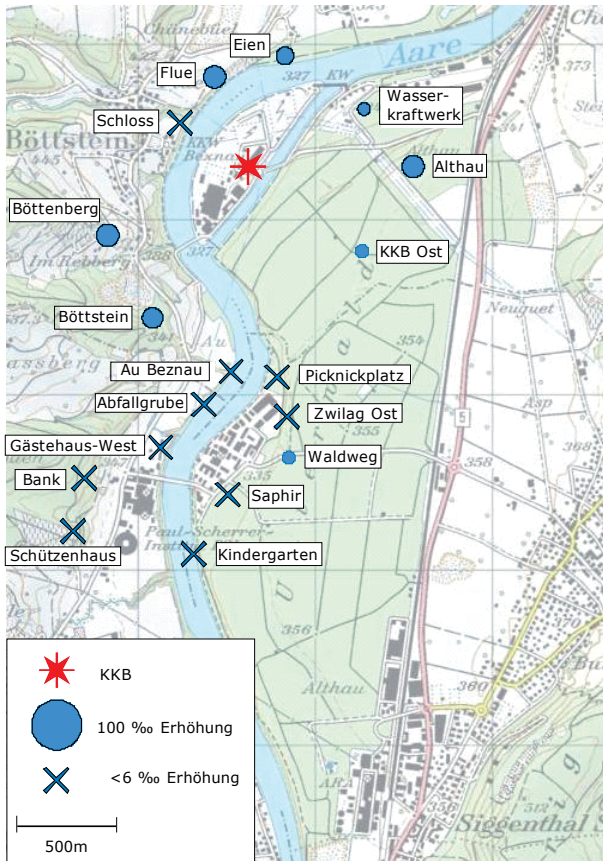
Alle 2011 gemessenen Proben liegen deutlich unter den seit Messbeginn im Jahre 1977 registrierten Höchstwerten. Der mit 116 ‰ höchste Wert stammt aus dem Jahr 1984.

In der Figur 7 sind die seit Messbeginn jährlich gemessenen, höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. In dieser Zeitspanne datiert der geringste gemessene Höchstwert aus dem Jahre 2003, dem Jahr mit den heissen Sommermonaten.

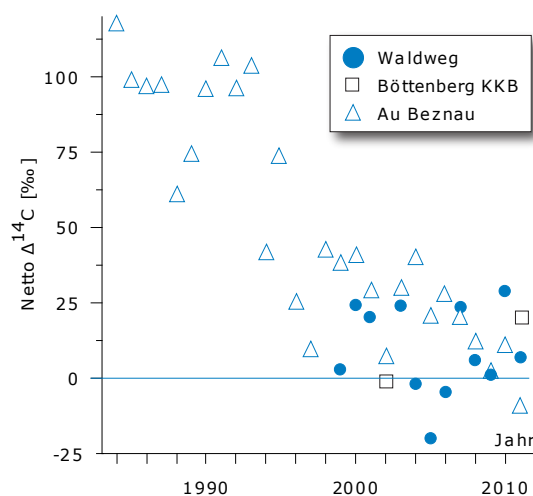
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau

Die zu diesen Standorten gehörenden ^{14}C - und $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen in den Blattproben wurden am PSI sowie an der Universität Bern durchgeführt. Die Messunsicherheit für die $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 4 bis 6 ‰. In der Umgebung des PSI konnten keine erhöhten $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte gemessen werden. Der höchste Messwert stammt aus dem Jahre 1986. Damals ist am Standort Saphir ein um 1'023 ‰ erhöhter Wert festgestellt worden. Im Umfeld des KKB sind die höchsten Messwerte an den Standorten Böttenberg und Althau aufgetreten. Beide Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte betrugen 20 ‰.

In der Figur 9 sind Zeitreihen von Standorten mit erhöhten Messwerten aufgezeigt. Ganz deutlich sichtbar ist der immer kleiner werdende ^{14}C -Gehalt am Standort Au. Mit -10‰ wird hier 2011 ein Wert erreicht, der nur mit dem «Süss»-Effekt erklärt werden kann. Dieser stammt vermutlich aus fossilen Brennstoffen. An zwei weiteren Standorten ist dieser Effekt noch ausgeprägter (Standorte Schützenhaus mit -19‰ und Kindergarten mit -18‰).



Figur 8:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul Scherrer Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen (ZWILAG) und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2011 (Jost Eikenberg, R. Siegwolf, PSI in Zusammenarbeit mit der Universität Bern). Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 9:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) des PSI/Zwilag sowie des Kernkraftwerks Beznau (□) seit Messbeginn (Standorte: siehe Figur 8).

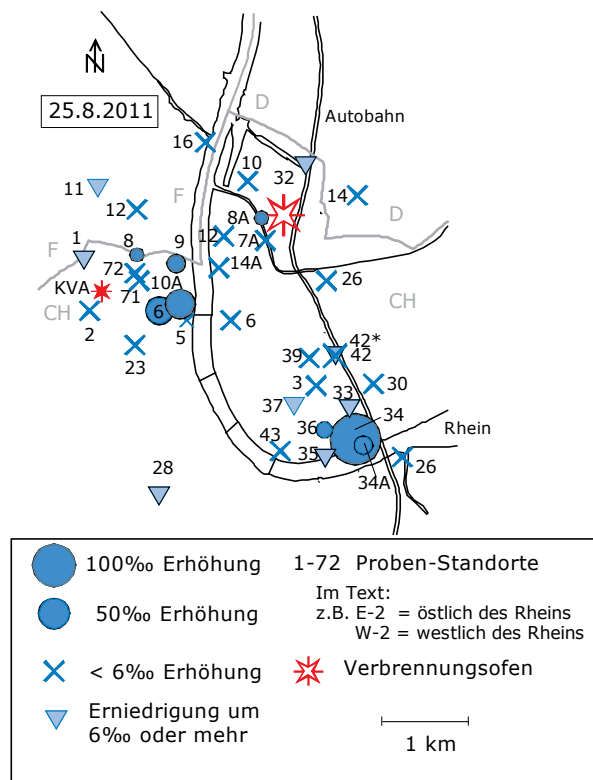
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)

Es wurden in Blättern von Bäumen im Umfeld der Verbrennungsanlagen keine erhöhten ^{14}C -Konzentrationen festgestellt. Die gegenüber den Referenzstationen erniedrigten Messwerte ($<30\text{‰}$) stammen aus den Abgasen fossiler Brenn- und Treibstoffe ("Süss"-Effekt). Die grösste Absenkung konnte wiederum in Lausanne (Standort L-2) mit -24‰ gemessen werden.

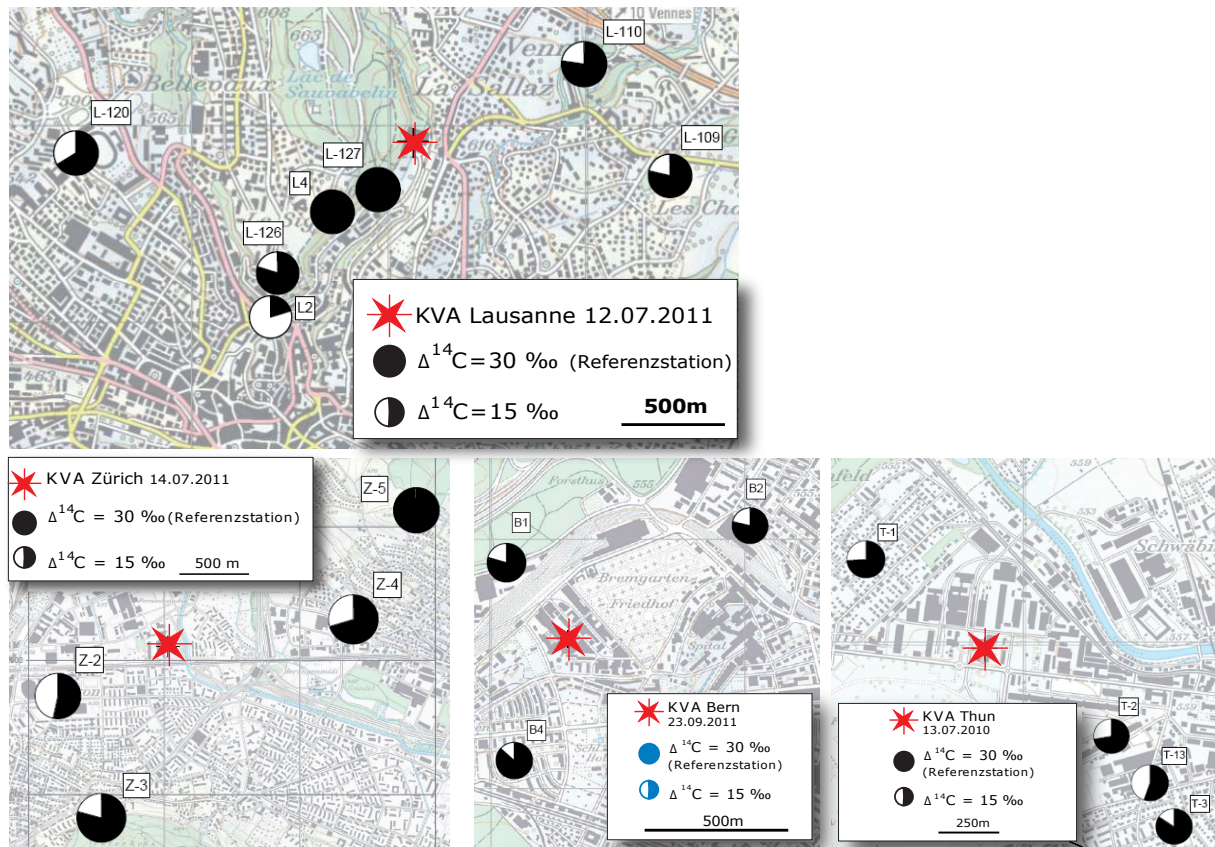
Die vorliegenden Ergebnisse zeigen ein ähnliches Bild wie im Vorjahr (siehe Figur 10).

Messungen in der Region Basel-Stadt

Wie bereits im Vorjahr fand die Hauptprobenahme 2011 in Basel im August statt. Im Westen befinden sich die Standorte im und um das Novartis-Werk St. Johann, im Osten um das Areal der Firma Roche. Die höchsten Werte wurden westlich des Rheins (W-10A) mit $+48\text{‰}$ und östlich des Rheins (E-34) mit $+145\text{‰}$ gemessen. Neu konnten in der Nähe der Landesgrenze (W-8 und W-9) sowie des Verbrennungsofens (E-8A) geringe Erhöhungen festgestellt werden. Auf der französischen, wie auch auf der deutschen Seite wurden im Raum Basel keine Erhöhungen registriert.



Figur 11:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte für Blattproben aus dem Raum Basel.

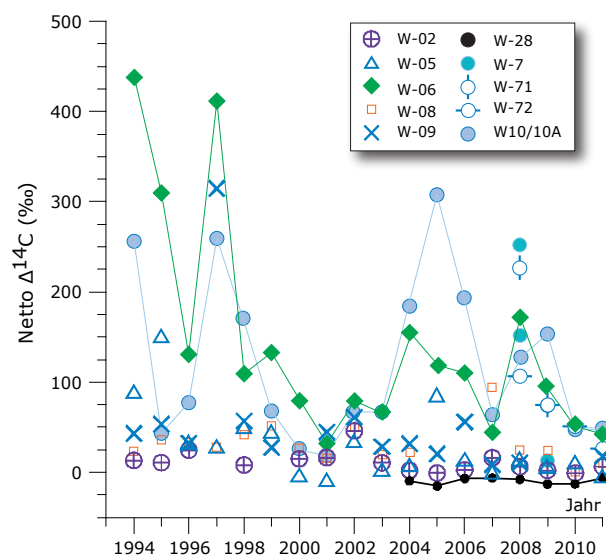


Figur 10:
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Lausanne, Zürich, Bern und Thun.

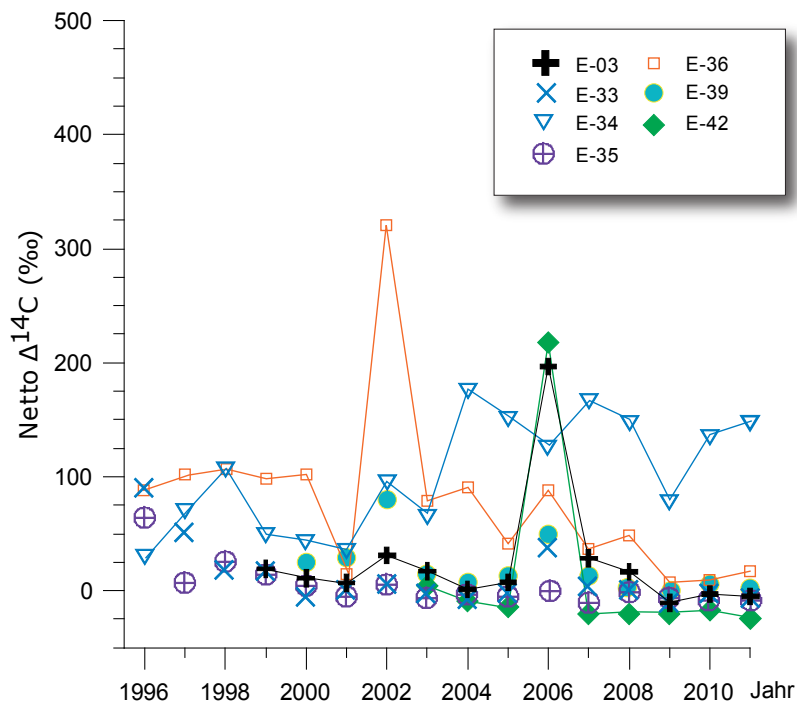
Im Juli, August und Oktober wurden an einigen Standorten sowohl in der Blattkohle als auch an unverkohlten, ganzen Blättern Messungen durchgeführt. Bei der Blattverkohlungs allenfalls flüchtige Kohlenwasserstoffe werden bei der Messung von ganzen Blättern vollständig miterfasst. Da die Messung an ganzen Blättern jedoch zeitaufwändiger ist, wird sie nur dort angewendet, wo Höchstwerte zu erwarten sind (siehe Tabelle 2).

Die Figuren 12 und 13 zeigen die Messergebnisse seit Messbeginn an ausgewählten Standorten. Westlich des Rheins blieb der Höchstwert von Netto 308 ‰ (Standort W-10A) aus dem Jahr 2005 die Ausnahme. Dasselbe kann östlich des Rheins am Standort E-03 festgestellt werden. Hier wurde der 2006 gemessene Höchstwert von 197 ‰ (E-03) in den letzten Jahren jeweils deutlich unterschritten.

Alle 2011 gemessenen Erhöhungen fallen im Vergleich zu der um einen Faktor 1'000 grösseren natürlichen Strahlenbelastung nicht ins Gewicht.



Figur 12:
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte westlich des Rheins (östlich der KVA). Am Standort W-28 wird die ^{14}C unbelastete Stadtluft gemessen. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.



Figur 13:
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte östlich des Rheins. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.

Tabelle 2:
Im Jahre 2011 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 - 2010) am Standort Basel östlich (E-..) und westlich (W-..) des Rheins. Am Standort E-42 wurde vor dem Gebäude (Strassenseite) und hinter dem Gebäude (E-42*, Hofseite) gemessen. W-28 ist stellvertretend für das von ^{14}C -Quellen unbeeinflusste Stadtgebiet.

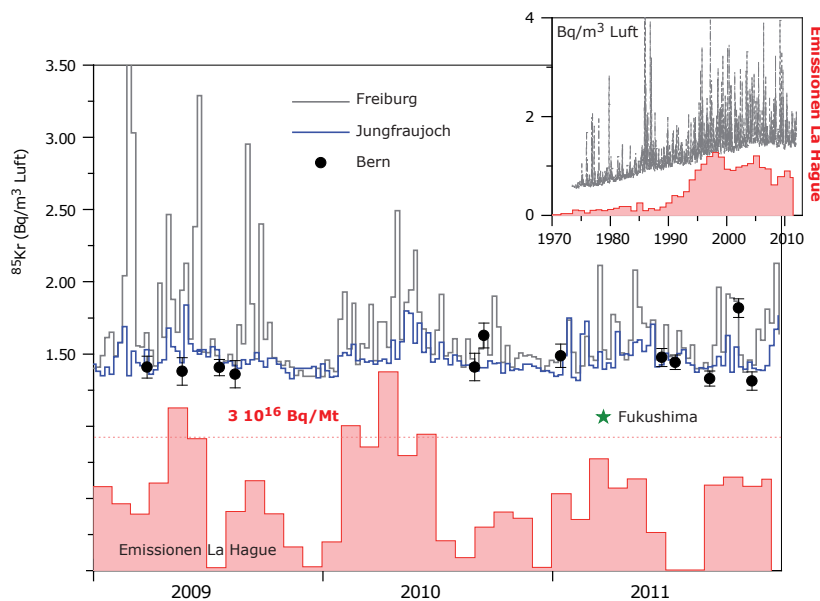
Ort	In der Blattkohle			Im ganzen Blatt		
	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2011 [‰]	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1994 - 2010 [‰]		Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2011 [‰]	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2004 - 2010 [‰]	
E-03	-5	197	(2006)	-	23	(2007)
E-10	0	251	(1997)	-	-	-
E-26	1	169	(1996)	-	-	-
E-34	68	106	(1998)	145	173	(2004)
E-42	-23	4	(2003)	-	-	-
E-42*	0	218	(2006)	-	-	-
W-06	18	438	(1994)	43	172	(2008)
W-10A	31	259	(1997)	48	308	(2005)
W-28	-15	-6	(2007)	-6	-	-
W-71	6	227	(2008)	14	75	(2009)
W-72	12	107	(2008)	26	115	(2010)

Krypton-85 (^{85}Kr)

^{85}Kr wird überwiegend bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen freigesetzt. Aufgrund der langen Halbwertszeit von 10.8 Jahren reichert sich ^{85}Kr in der Atmosphäre im Verlaufe der Zeit an. Zurzeit ist die Aufbereitungsanlage in La Hague (F) die weltweit grösste Emissionsquelle (Figur 14). Insgesamt nahmen die globalen Freisetzungsraten von ^{85}Kr in den letzten Jahren erstmals seit Jahrzehnten wieder ab, was zu einer Stabilisierung oder leichten Abnahme der atmosphärischen Basisaktivität von derzeit 1.45 Bq/m^3 Luft geführt hat

von bodennahen Emissionen beeinflusst. Der qualitative Verlauf der Kr-85 Aktivitätskonzentration, insbesondere der Untergrundpegel, ist an beiden Stationen gleich.

Auch am Physikalischen Institut der Universität Bern werden Stichprobenmessungen der Aktivitätskonzentration von Krypton-85 durchgeführt (20 Liter Luft, die innert einiger Minuten gesammelt werden; Figur 14). Diese Werte stimmen innerhalb der Messfehler gut mit jenen vom Jungfrauoch und Freiburg i. Br. überein, welche am BfS in Freiburg gemessen wurden.



Figur 14:

Atmosphärische ^{85}Kr Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfrauoch (3500 m. ü. M.), Freiburg i. Br. (276 m. ü. M.) sowie stichprobenartige Messungen in Bern (gemessen durch Uni Bern) über die letzten drei Jahre. Kleines Bild: Aktivitätsverlauf bei der Station Freiburg i. Br. über die letzten 38 Jahre; die Messungen der Proben aus Freiburg und vom Jungfrauoch wurden am Bundesamt für Strahlenschutz in Freiburg i. Br. durchgeführt. Zum Vergleich ist der Verlauf der Emissionsraten der Aufbereitungsanlage von La Hague dargestellt (rote Balken); Einheiten in der Grössenordnung 10^{16} Bq/Monat .

(Figur 14, kleines Bild). Dies zeigen Messungen von Wochenproben der Sammelstationen Freiburg i. Br. und auf dem Jungfrauoch (Figur 14). Die besonders bei der Station Freiburg i. Br. beobachteten Aktivitätsmaxima können zum grossen Teil Abluftfahren aus der Wiederaufbereitungsanlage La Hague zugeordnet werden. Dies wird auch durch die hohe Korrelation zwischen den publizierten Emissionsraten von La Hague² und der Intensität und Frequenz der Aktivitätsspitzen unterstrichen (Figur 14: rote Balken). Wegen der erhöhten Lage des Jungfrauochs, die vor allem in den Wintermonaten über der planetaren Grenzschicht liegt, und der Entfernung zu La Hague wird diese Station aber weniger direkt

Bq/m^3 ⁽⁶⁾ aber vernachlässigbar klein im Vergleich zu derjenigen von Radonfolgeprodukten.

- Bowyer, T.W., S.R. Biegalski, M. Cooper, P.W. Eslinger, D. Haas, J.C. Hayes, H.S. Miley, D.J. Strom, V. Woods, Elevated radionuclides detected remotely following the Fukushima nuclear accident, *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011) 681e687
- Biegalski, S.R., et al., Analysis of data from sensitive U.S. monitoring stations for the Fukushima Daiichi nuclear reactor accident, *Journal of Environmental Radioactivity* (2011), doi:10.1016/j.jenvrad.2011.11.007
- Stohl A., Seibert P., Wotawa G., Arnold D., Burkhardt J. F., Eckhardt S., Tapia C., Vargas A., and Yasunari T. J. Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Daiichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011 Vol 11, 28319-28394
- UNSCEAR 2000: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume 1: Sources, Annex A: Dose Assessment Methodologies, United Nations, New York, Table 10, p. 59, 2000

² <http://www.aveva.com/EN/operations-2315/cumulative-release-results-report-for-the-aveva-la-hague-plant.html>

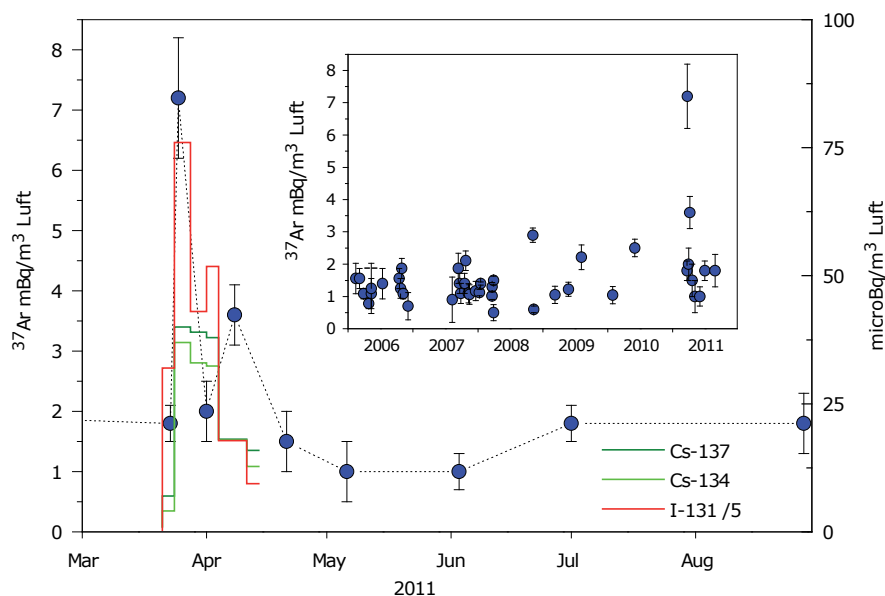
Bei der Nuklearkatastrophe von Fukushima wurden grosse Mengen von gasförmigen und Partikel-gebundenen Radionukliden freigesetzt und über die Atmosphäre der gesamten Nordhemisphäre verteilt^{3,4,5}. Darunter war auch ^{85}Kr . Wegen der vergleichsweise hohen Hintergrundaktivität von ^{85}Kr (siehe oben) hatten diese zusätzlichen Emissionen aber praktisch keinen Einfluss auf die gemessenen Aktivitätskonzentrationen in Europa (im Gegensatz etwa zu ^{133}Xe , ^{134}Cs , ^{137}Cs oder ^{131}I). Die Kryptonaktivität macht heute den grössten Anteil der künstlichen Radioaktivität in der Atmosphäre aus. Die Strahlendosis ist mit 7.92 nBq/a per

Argon-37 (^{37}Ar)

^{37}Ar wird in der Atmosphäre durch die Spallationsreaktion $^{40}\text{Ar}(n,4n)^{37}\text{Ar}$ produziert. Theoretische Abschätzungen der durch kosmische Strahlung erzeugten troposphärischen Gleichgewichtsaktivität ergeben ca. 0.5-2 mBq/m³ Luft^{7,8}, in guter Übereinstimmung mit den über die letzten 5 Jahre gemessenen Basiswerten (Figur 15, kleines Bild). Diese Messungen wurden an Luftproben aus Bern durchgeführt. Einflüsse stratosphärischer Luftmassen in die Troposphäre lassen ^{37}Ar Aktivitätsspitzen bis 8-10 mBq/m³ Luft erwarten⁷. Künstlich produziertes ^{37}Ar in messbaren atmosphärischen Konzentrationen bedarf hoher Neutronenflüsse, wie sie im Allgemeinen nur bei nuklearen Testexplosionen auftreten. Insbesondere bei unterirdischen Tests können grosse Mengen ^{37}Ar durch die Reaktion $^{40}\text{Ca}(n, \alpha)^{37}\text{Ar}$ erzeugt werden, die durch Spalten oder Klüfte an die Erdoberfläche und schliesslich in die Atmosphäre gelangen können. Dies ist die Grundlage für den Gebrauch von ^{37}Ar zur Überwachung des Vertrags über das umfassende Verbot von Nuklearversuchen (Kernwaffenteststopvertrag, CTBT)⁹.

Am 25.3.2011, also 2 Wochen nach den ersten Vorfällen bei den Fukushima Reaktoren, wurde an einer Berner Luftprobe eine Aktivität von 7 ± 2 mBq/m³ Luft gemessen (Figur 15). Dies ent-

spricht dem höchsten seit 6 Jahren gemessenen Wert, liegt aber im Bereich der zu erwartenden natürlichen Variabilität (siehe oben). Vergleicht man den zeitlichen Verlauf der ^{37}Ar Aktivitäten mit ^{134}Cs , ^{137}Cs und ^{131}I Messungen des BAG (Entnahmestation bei Genf), so fällt die gute zeitliche Korrelation auf. Innerhalb eines Reaktordruckgefässes ist aber keine derart hohe ^{37}Ar Produktion zu erwarten, um ein global messbares Signal zu erzeugen. Das liegt im Wesentlichen am Fehlen des Targetnuklids Kalzium. Gemäss den ausführlichen Analysen in⁵ stammen die Emissionen, welche die Aktivitätsspitze um den 25. März verursachten und in ganz Europa nachgewiesen konnten^{10,11} (Figur 15), möglicherweise aus dem nicht ausreichend gekühlten Abklingbecken auf dem Dach von Reaktorblock 4. Bei tiefem Wasserstand würden die so frei werdenden hohen Neutronenflüsse in der Betonummantelung zu erhöhter ^{37}Ar -Produktion führen. Die rasche Abnahme der Aktivitäten in Figur 15 wäre durch das Einsetzen der Kühlung mittels Wasserwerfern zu erklären⁵. Da nur ein einziger erhöhter ^{37}Ar Wert gemessen wurde und ähnliche Analysen an anderen Labors nicht durchgeführt werden, kann die Ursache für diesen erhöhten ^{37}Ar Wert am 25.3.2012 aber nicht schlüssig identifiziert werden.



Figur 15:

^{37}Ar Aktivität in Troposphärenluft im Jahr 2011 in Bern im Vergleich mit Werten über die letzten 6 Jahre (eingebettete Grafik). Ebenfalls eingezeichnet sind die Verläufe von ^{134}Cs , ^{137}Cs und ^{131}I von Hochvolumenluftproben aus Genf. (<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02372/02378/index.html>)

7 Lal, D.; Peters, B. Cosmic Ray Produced Radioactivity on the Earth; Springer-Verlag, 1967; Vol. 46.

8 Oeschger, H.; Houtermans, H. J.; Loosli, H. H.; Wahlen, M. In Nobel Symposium 12, Radiocarbon Variations and Absolute Chronology, 1970; pp 471-496.

9 Riedmann R. and Purtschert R. (2011) Natural ^{37}Ar Concentrations in Soil Air: Implications for Monitoring Underground Nuclear Explosions. Environ. Sci. Technol. 45, 8656-8664.doi.org/10.1021/es201192u

10 Masson, et al: Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks, Environmental Science and Technology 45 (2011), 7670-7677, DOI: 10.1021/es2017158.

11 http://www.bfs.de/de/ion/imis/aktuelle_messwerte.html

7.2

Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

J.A. Corcho Alvarado, P. Froidevaux, F. Barraud, K. Garcia, A. Savary, F. Bochud

Institut de Radiophysique, Rue du Grand Pré 1, 1007 Lausanne, Suisse

Résumé

Les mesures de plutonium et d'américium ont été effectuées sur des échantillons de sols, de sédiments, de filtres à air, d'eaux, de plantes aquatiques et de poissons. En plaine, les activités en $^{239+240}\text{Pu}$ pour les échantillons de sol (0 - 5 cm), prélevés en 2011, se situent entre 0.12 et 0.19 Bq/kg. En montagne, elles sont significativement plus élevées et se situent entre 0.41 et 0.74 Bq/kg. Aux alentours des centrales nucléaires suisses, les activités des actinides dans les sols et les sédiments ne dépassent pas 0.2 Bq/kg ($^{239+240}\text{Pu}$) et 0.1 Bq/kg (^{241}Am), et montrent un rapport d'activité d'environ 0.03 pour $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et 0.45 pour $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$. La moyenne du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.03 ± 0.01 indique une contamination provenant des essais d'armes atomiques effectués durant les années soixante et de la chute du satellite SNAP-9A. Cette origine est confirmée par le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ qui est de 0.45 ± 0.18 en moyenne. L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am des filtres à air analysés en 2011 est très faible ($< 3 \text{ nBq/m}^3$).

L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am des eaux de pluie, de rivière et de surface ne dépasse pas les valeurs des années précédentes ($< 10 \text{ mBq/m}^3$). L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ ($< 100 \text{ mBq/kg}$ de matière sèche) et en ^{241}Am ($< 23 \text{ mBq/kg}$ de matière sèche) des plantes aquatiques, de la viande des poissons et des moules sont également très faibles. Des rapports isotopiques moyens $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.010 pour les sédiments, poissons et les moules et de 0.041 pour les eaux ont été obtenus. Cependant les mesures des rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ sont extrêmement variables (0.2 à 0.9 dans les sédiments, 0.7 à 1.0 dans les moules, 0.2 à 2.8 dans les poissons, et 0.5 à 1.0 dans les eaux). Cela indique que le comportement chimique de ces radioéléments dans ces compartiments de l'environnement sont différents, notamment leur coefficient de partition entre la phase sédimentaire et la phase aqueuse. De plus, l'américium est connu pour avoir un facteur de concentration supérieur à celui du plutonium dans le poisson (environ 5 fois).

Tableau 1:

Propriétés radioactives des actinides et leurs sources dans l'environnement. Dernière colonne: le "% du NWT-fallout-Pu" est donné en % de masse, "r" correspond au rapport des activités. NWT = nuclear weapon testing.

Radio-isotope	Emission	Energie (MeV)	Période (a)	Remarques (origine)
²³⁸ Pu	α	5.456, 5.499	87.8	Satellites SNAP, $r(^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu})=0.036$
²³⁹ Pu	α	5.101, 5.143	$2.41 \cdot 10^4$	84% du NWT-fallout Pu
²⁴⁰ Pu	α	5.124, 5.168	$6.57 \cdot 10^3$	15% du NWT-fallout Pu
²⁴¹ Pu	β	0.021	14.1	0.7% du NWT-fallout Pu, fille: ²⁴¹ Am
²⁴² Pu	α	4.856, 4.900	$3.74 \cdot 10^5$	0.3% du NWT-fallout Pu
²⁴¹ Am	α	5.443, 5.485	433	Fille: ²³⁷ Np, $r(^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu})=0.39$

Introduction

Le plutonium a été distribué dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques en atmosphère (Tableau 1), et suite à divers accidents comme celui de la centrale nucléaire de Tchernobyl ainsi que via le fonctionnement d'installations nucléaires et du cycle du combustible (retraitement). L'américium est généré par la désintégration bêta du ²⁴¹Pu, et a été introduit d'une façon non uniforme dans les deux hémisphères par les mêmes sources que le plutonium (Tableau 1). L'importance de la surveillance de ces deux radioéléments dans l'environnement se justifie par leur radiotoxicité et leur longévité dans les systèmes biologiques. Nous avons récemment pu mettre en évidence que le plutonium a un temps moyen de rétention de 40 (±14) ans dans le squelette humain, suite à l'inhalation des retombées radioactives des tests nucléaires en atmosphère¹.

Le but de ce travail était d'évaluer tout d'abord la présence des radioéléments plutonium et américium dans l'environnement en Suisse, d'en attribuer l'origine et d'analyser leur comportement et leur devenir. Le comportement du plutonium et de l'américium dans les systèmes naturels dépend de leur solubilité et des réactions de sorption, du couple pH-Eh, de l'hydrolyse et des réactions de complexation, notamment avec des ligands organiques présents dans les sols et les eaux (Tableau 2²). Par conséquent, la mesure du plutonium et de l'américium au niveau de traces dans l'environnement est indispensable à la compréhension des mécanismes de mobilisation. Pour cela, des sols, des sédiments, de l'eau et des filtres à air ont été analysés.

Tableau 2:

Propriétés chimiques des actinides dans l'environnement. Les constantes de stabilité correspondent à la première hydrolyse ($\log K M(\text{OH})$, col. 3) et à la formation du complexe 1:1 avec l'oxalate ($\log K \text{Mox}$, col. 4)². Colonne 5: tendance d'adsorption à des surfaces telles que les colloïdes.

Elément	Espèce aqueuse	$\log(K) M(\text{OH})$	$\log(K) \text{Mox}$	Sorption aux colloïdes
Pu	Pu ³⁺	7	6.5	+++
	Pu ⁴⁺	13.3	10.9	+++
	PuO ₂ ⁺	4.3	4.3	++
	PuO ₂ ²⁺	8.4	7	++
Am	Am ³⁺	7.5	6.5	+++

Méthode de séparation chimique

La méthode de séparation chimique utilisée pour les analyses de plutonium et d'américium consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur des résines TEVA® et DGA® respectivement, après la digestion micro-onde des échantillons³. Les actinides sont ensuite électrodéposés sur des disques d'acier⁴, et les sources sont mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La performance de la méthode en 2011 était excellente, avec des rendements élevés pour la séparation du plutonium (environ 80 %) et de l'américium (environ 70 %) dans les échantillons prélevés (sols, sédiments, filtres à air et l'eau). La procédure est décrite en détails dans la référence bibliographique³.

1 Froidevaux P., Bochud F., Haldimann M., Chemosphere 80(5), 519-524 (2010)

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

3 Luisier F., Corcho Alvarado JA, Steinmann P, Krachler M, Froidevaux P., J. Radioanal. Nucl. Chem. 281, 3: 425-432 (2009).

4 Bajo S., Eikenberg J., J. Radioanal. Nucl. Chem. 242, 3, 745-751 (1999).

Résultats

Les tableaux 3, 4 et 5 rapportent les principaux résultats obtenus en 2011. Sauf indication contraire, les incertitudes des mesures sont reportées pour un intervalle de confiance de 95% ($k=2$).

Sols et sédiments

Le tableau 3 présente les résultats dans différents sols et sédiments de Suisse. La couche analysée est de 0 - 5 cm. Lors de la mesure des sols, en plaine, l'activité en plutonium se situe entre 0.12 et 0.19 Bq/kg de sol, ce qui correspond bien à la gamme des valeurs observées dans les prélèvements des années précédentes. Aux alentours des centrales nucléaires suisses, l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne diffère guère du reste du territoire et ne dépasse pas 0.20 Bq/kg (plutonium) et 0.10 Bq/kg (américium). En montagne, l'activité en Pu peut s'élever au-dessus de 0.2 Bq/kg avec un maximum de 0.74 Bq/kg dans un sol d'Allmendhubel (Oberland bernois). Les valeurs élevées en Pu des sols de montagne s'expliquent principalement par des dépositions humides plus importantes en montagne qu'en plaine. Nous avons récemment pu

mettre en évidence ce phénomène d'augmentation des dépositions de radioactivité (^{90}Sr) avec l'altitude à l'échelle de l'Europe occidentale⁵ dans les produits laitiers. Comme indicateur de contamination anthropogénique, nous utilisons également le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$. Il faut préciser que le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ représente un coefficient entre deux éléments de chimie différente, donc de comportement potentiellement différent dans le sol et, plus particulièrement, dans les échantillons en équilibre avec une phase aqueuse, comme les sédiments, les plantes aquatiques et les poissons. Néanmoins, comme l'américium est issu de la désintégration radioactive bêta d'un isotope du plutonium (^{241}Pu) on retrouve en général le même rapport entre ces isotopes (compris entre 0.3 - 0.5) dans les sols. On observe néanmoins des rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ différents dans d'autres compartiments de l'environnement (ex. sédiments de Klingnau et Pratteln), en raison de coefficients de partition entre la phase liquide et les particules de sol ou de sédiments différents pour ces deux radioéléments, sans qu'il y ait pourtant d'apport supplémentaire par une contamination d'origine accidentelle.

⁵ Pourcelot L., Steinmann P., Froidevaux, P., Chemosphere 66, 1571-1579 (2007).

Tableau 3:

Plutonium et américium (Bq/kg de matière sèche) dans les sols (0-5 cm) et sédiments prélevés en Suisse en 2011.

Lieu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{238}\text{Pu} / ^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$
Sol plaine				
Arenenberg	0.19 ± 0.04	0.07 ± 0.02	0.04 ± 0.02	0.39 ± 0.10
Cadenazzo	0.12 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.03 ± 0.02	0.56 ± 0.16
Posieux	0.16 ± 0.04	0.07 ± 0.02	0.03 ± 0.02	0.46 ± 0.12
Sols centrales nucléaires + PSI + CERN				
Beznau	0.12 ± 0.04	0.06 ± 0.02	0.04 ± 0.04	0.54 ± 0.22
Gösgen	0.19 ± 0.04	0.08 ± 0.02	0.03 ± 0.02	0.44 ± 0.14
Leibstadt	0.17 ± 0.04	0.06 ± 0.02	0.02 ± 0.02	0.34 ± 0.10
Mühleberg	0.16 ± 0.02	0.06 ± 0.02	0.05 ± 0.04	0.37 ± 0.12
ZWILAG	0.13 ± 0.02	0.06 ± 0.02	0.03 ± 0.04	0.49 ± 0.18
PSI-OASE	0.10 ± 0.02	0.05 ± 0.02	0.03 ± 0.04	0.47 ± 0.20
CERN	0.09 ± 0.02	0.04 ± 0.02	0.02 ± 0.02	0.47 ± 0.32
Sols sites d'altitude				
Allmendhubel	0.74 ± 0.26	0.36 ± 0.28	0.03 ± 0.02	0.48 ± 0.20
Diesse	0.41 ± 0.06	0.16 ± 0.04	0.03 ± 0.02	0.41 ± 0.08
Fahrni	0.44 ± 0.20	0.19 ± 0.10	0.02 ± 0.02	0.41 ± 0.06
Gimmelwald	0.70 ± 0.08	0.30 ± 0.04	0.03 ± 0.02	0.43 ± 0.08
Sédiments				
Hagneck	0.08 ± 0.02	0.03 ± 0.02	0.02 ± 0.02	0.40 ± 0.18
Pratteln	0.17 ± 0.04	0.03 ± 0.02	0.02 ± 0.02	0.17 ± 0.06
Klingnau	0.07 ± 0.02	0.06 ± 0.02	0.04 ± 0.04	0.90 ± 0.32
Moyenne Suisse :			0.03 ± 0.02	0.45 ± 0.18

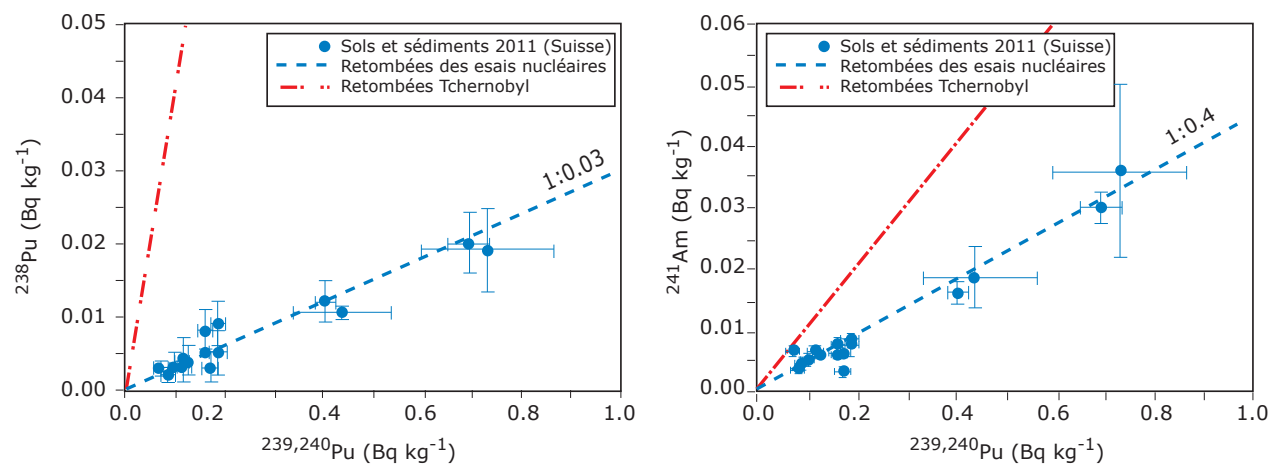


Figure 1:
a) Activité du ^{238}Pu en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans 17 échantillons de sol (0 - 5cm) et sédiments prélevés sur l'ensemble de la Suisse en 2011.
b) Activité du ^{241}Am en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans 17 échantillons de sol (0 - 5cm) et sédiments prélevés sur l'ensemble de la Suisse en 2011.
Le rapport isotopique moyen $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0.45 ± 0.18 , et celui de $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0.03 ± 0.01 . Les rapports de l'accident du Tchernobyl et du global fallout sont aussi montrés pour comparaison.

La figure 1 illustre les rapports en $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans les sols et sédiments de Suisse. Tous les échantillons sont regroupés autour d'une valeur (0.03 pour $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, 0.4 $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$) représentative des rapports des retombées des essais nucléaires réalisés dans les années soixante et de la chute du satellite (source de ^{238}Pu) SNAP-9A.

Les moyennes observées en 2011 sont de 0.03 pour le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et de 0.45 pour le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$. Ces rapports sont très différents de ceux observés lors de l'accident de Tchernobyl. On peut donc conclure que les apports de plutonium et d'américium par l'accident de Tchernobyl ont été négligeables en Suisse.

Tableau 4:
Mesures du plutonium et de l'américium dans les eaux (mBq/m³), les plantes aquatiques (mBq/kg) et les poissons (mBq/kg MS) prélevés en 2011

Lieu	Type	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$
Eaux (mBq/m³)				
KKM (Mühleberg)	eau de pluie	0.26 ± 0.10	< DL	< DL
Posieux (Fribourg)	eau de pluie	0.27 ± 0.12	< DL	< DL
Rhin (Pratteln)	eau de rivière (2010)	8.0 ± 1.2	4.6 ± 0.9	0.57 ± 0.14
Rhin (Pratteln)	eau de rivière (2011)	1.8 ± 0.6	1.9 ± 0.4	1.0 ± 0.4
Rhône (Genève)	eau de rivière	1.6 ± 0.4	0.6 ± 0.2	0.36 ± 0.18
Plantes Aquatiques (mBq/kg de matière sèche)				
Wohlensee		65 ± 18	15 ± 6	0.24 ± 0.12
Pratteln		44 ± 30	23 ± 8	0.53 ± 0.42
Hagneck		48 ± 18	9 ± 6	0.18 ± 0.16
Viande de Poisson et Moules (mBq/kg de matière sèche)				
Rhin (Leibstadt)	Poisson 2011	0.6 ± 1.0	< DL	< DL
Dogern BRD	Poisson 2010	2.8 ± 0.8	2.7 ± 1.0	0.99 ± 0.46
KKB (Beznau)	Poisson 2009	2.3 ± 0.4	0.4 ± 0.3	0.16 ± 0.13
KKM (Mühleberg)	Poisson 2009	1.3 ± 0.4	3.5 ± 1.2	2.8 ± 1.4
Aarau	Poisson 2009	1.1 ± 0.2	< DL	< DL
Klingnau	Chair de moule 2009	24.6 ± 1.0	< DL	< DL
Klingnau	Moules 2009	9.6 ± 3.6	6.9 ± 1.6	0.72 ± 0.44

Tableau 5:Plutonium et américium dans les filtres à air (nBq/m³) prélevés en 2011.

Lieu	Volume	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴¹ Am/ ^{239,240} Pu
Filtres à air (nBq/m ³)				
Klingnau	V _{filtré} = 5'426'272 m ³	0.80 ± 0.12	0.36 ± 0.08	0.46 ± 0.12
Fribourg	V _{filtré} = 500'934 m ³	0.51 ± 0.15	2.3 ± 1.0	4.5 ± 2.4
Mühleberg	V _{filtré} = 534'397 m ³	0.64 ± 0.17	0.33 ± 0.23	0.51 ± 0.38
Jungfrauoch	V _{filtré} = 239'274 m ³	3.0 ± 0.6	1.7 ± 0.8	0.57 ± 0.30
Posieux (Fribourg)	V _{filtré} = 1'609'085 m ³	1.3 ± 0.1	0.67 ± 0.26	0.52 ± 0.21

Eaux, plantes aquatiques et poissons

Pour l'analyse des eaux (Tableau 4), au moins 100 litres par échantillon ont été prélevés. Dans les eaux de surface, les actinides sont présents en suspension dans la partie sédimentaire ou associés aux colloïdes organiques. Leur présence dans les eaux de pluie est due à la re-suspension de particules de sol sur lesquelles les actinides sont adsorbés. L'activité en plutonium (< 10 mBq/m³) et en américium (< 3 mBq/m³) des eaux de pluie, de rivière et de surface (Tableau 4) sont faibles et sont comprises dans la gamme observée lors des années précédentes (< 10 mBq/m³). Les eaux du Rhône et du Rhin présentent une activité en plutonium et américium supérieure à l'eau de pluie car, de par la nature de son prélèvement, elle contient une forte charge en sédiments sur lesquels ces radioéléments sont adsorbés.

On constate ainsi que lorsque l'on s'éloigne du sol, des phénomènes de spéciation peuvent provoquer le fractionnement des différents radioéléments et une analyse seule du rapport ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu peut induire une mauvaise interprétation des résultats. Ainsi dans le tableau 4, les rapports ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu des eaux de rivière (Rhin et Rhône) s'éloignent significativement du rapport attendu (0.4) sans pour autant indiquer une contamination supplémentaire par du combustible nucléaire. Le rapport ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu représente un coefficient entre deux éléments de chimie différente, donc de comportement potentiellement différent dans les eaux de rivière. On doit toutefois tenir compte du fait que cet échantillon d'eau n'est pas filtré et, après évaporation sur des prélèvements hebdomadaires, contient principalement des carbonates alcalino-terreux et des particules de sol en grande quantité. L'activité reflète donc plutôt celle des sédiments. Le fait que l'américium soit présent en excès par rapport au plutonium peut s'expliquer par une mobilité accrue du plutonium sous forme colloïdale.

Les activités en plutonium et en américium des plantes aquatiques, de la viande de poissons et de moules (Tableau 4) sont faibles (< 100 mBq/kg de matière sèche). Les organismes aquatiques peuvent accumuler des transuraniens lors de l'interaction avec de l'eau, l'alimentation et l'exposition aux sédiments. L'accumulation peut se produire par l'assimilation ou par adsorption. En règle générale, l'américium a montré une biodisponibilité plus élevée que le plutonium^{6,7} et cela pourrait expliquer les rapports ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu élevés observés chez les poissons. En effet, le facteur de concentration dans le poisson, qui est exprimé comme le rapport de l'activité contenue dans la chair de poisson (Bq/kg) et celui de la concentration dans l'eau (Bq/l) est environ 5 fois plus élevé par rapport au plutonium.

Filtres à air

L'activité en plutonium et en américium des filtres à air (Tableau 5) reflète en général le phénomène de re-suspension des particules de sol⁸. En Suisse, nous étudions annuellement quatre sites (Fribourg, Klingnau, Mühleberg et Jungfrauoch) sur lesquels des prélèvements de filtres à air sont effectués de façon hebdomadaire. En 2011, un deuxième site à Fribourg (Posieux) a été étudié. Ces filtres sont ensuite réunis pour former un échantillon annuel par site, pour l'analyse du plutonium et de l'américium. Le volume d'air ainsi prélevé est d'au moins 200'000 m³, ce qui permet une analyse à très bas niveau d'activité (nBq/m³). De manière générale, toutes les activités sont très faibles pour les sites de plaine (< 1 nBq/m³), sauf pour l'américium dans les filtres de Fribourg (2.3 nBq/m³). On notera qu'une légère augmentation de l'activité en américium des filtres à air de Fribourg avait également été observée entre 2002 et 2010, probablement due au phénomène d'incinération involontaire de détecteurs d'incendie. Le plutonium, qui n'est pas utilisé dans des applications industrielles, ne pré-

6 Aarkrog A, Boelskifte S, Dahlgaard H, Duniec S, Holm E, Smith J. J. Radioanal. Nucl. Chem.;115: 39-50 (1987).

7 Livingstone H, Bowen V. In: Hardy E. (ed.). Health and Safety Laboratory Environmental Quarterly. HASL-315. Springfield, Virginia, National Technical Information Service (1977).

8 Corcho Alvarado J.A., P. Froidevaux, F. Luisier, F. Barraud, J. Dala, A. Savary, F. Bochud, Rapport OFSP (2009).

sente pas d'augmentation d'activité dans les filtres à air. Son activité moyenne à Fribourg entre 1994 et 2010 est de 1.0 ± 0.5 nBq/m³. Ces valeurs sont représentatives d'une activité dans les filtres à air provenant de la resuspension de particules de sol dans l'air. Le site du Weissfluhjoch, analysé pendant les dix dernières années, a été abandonné car, d'une part, la station météo n'est plus en activité et d'autre part le système de prélèvement d'air présentait une contamination à l'américium due à l'incinération à proximité de la prise d'air de déchets de chantier contenant un (ou des) détecteur d'incendie à l'américium⁸.

Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2011 n'ont pas révélé d'activité inattendue. Les mesures de plutonium et d'américium dans les échantillons de sol et sédiments sur l'ensemble de la Suisse montrent que la déposition est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude du site de prélèvement. Cette relation entre le niveau d'activité et l'altitude ou encore le niveau de précipitation est maintenant un phénomène bien connu pour les dépositions de radioéléments suite aux essais des bombes atomiques en atmosphère. Pour tous les autres échantillons l'analyse des rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ a montré que l'origine de la contamination provient des essais des armes atomiques réalisés en atmosphère durant les années soixante et de la désintégration dans l'atmosphère du satellite SNAP-9A contenant une source de ^{238}Pu . Les résultats obtenus dans des compartiments de l'environnement autres que le sol montrent que le rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ est un bon indicateur de l'origine de la contamination mais que le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ doit être utilisé avec précaution car ces deux éléments sont susceptibles de fractionnement au cours du processus de mobilisation et d'incorporation dans les organismes vivants.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions



Inhaltverzeichnis / Sommaire

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	125
Zusammenfassung	125
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	134
Zusammenfassung	134
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	135
Zusammenfassung	135
Übersicht	135
Systeminstandhaltung und -ergänzung	137
Systemverfügbarkeit und Störungen	137
Qualitätssicherung	138
Messergebnisse	138
8.4 Ortsdosimetrie in der Umgebung der Kernanlagen	141
Einleitung	141
Auswertemethode	141
Ergebnisse	143
Fazit	146
8.5 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	147
Zusammenfassung	147
Einleitung	147
Radiochemische Trennmethode (Boden)	148
Staubfangplatten	148
Resultate und Diskussion	148
8.6 Les installations nucléaires et l'environnement	150
Résumé	150
Introduction	150
Méthodologie	151
Résultats	152
Conclusions	155
8.7 Environnement du CERN (mesures OFSP)	156
Résumé	156
Programme de surveillance de l'OFSP	156
Mesures de l'exposition ambiante	157
Mesures dans le milieu atmosphérique	158
Mesures dans le milieu terrestre	158
Mesures dans le milieu aquatique	159
8.8 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	161
Résumé	161
Le CERN	161
Aspects environnementaux	162
Programme de surveillance	163
Résultats 2011	163
Impact radiologique	166
Conclusions	167

8.1

Emissionen aus den Kernanlagen

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2011 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 liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene, 10-jährige Kinder und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in der Figur 1 für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Tabelle 1 zeigt die in den Kernkraftwerken und im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen gemäss ENSI-Richtlinie G14 errechneten Personendosen für Erwachsene, 10-jährige Kinder und Kleinkinder in der Umgebung der betreffenden Anlage im Jahr 2011. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 3a, mit der Abluft in den Tabellen 3b und 3c aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Die Behörden haben die Messverfahren der Kernanlagen

mit über 170 Proben kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Messwerte oberhalb einer definierten Untersuchungsschwelle stimmten im Rahmen der erforderlichen Genauigkeit mit den Angaben der Betreiber überein. Die Untersuchungsschwelle ist für Wasser beispielsweise so festgelegt, dass Aktivitätskonzentrationen unterhalb dieser Schwelle gemäss Anhang 2 der Strahlenschutzverordnung als inaktiv gelten. Die Kontrollmessungen zeigten, dass die Abgabereglemente eingehalten wurden.

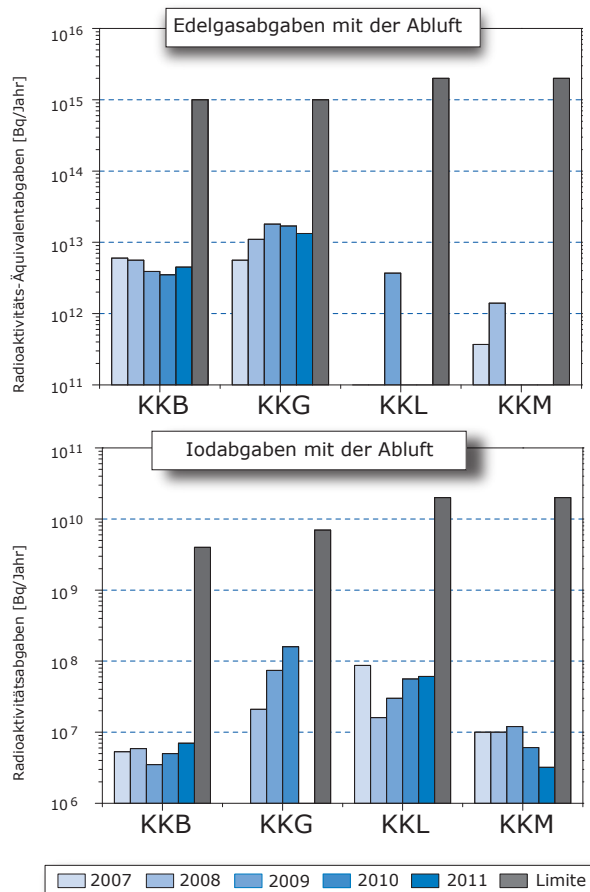
Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKG weniger als 0.001 mSv, beim KKB etwa 0.002 mSv, beim KKM etwa 0.004 mSv und beim KKL ungefähr 0.005 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2011 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts.

Das ENSI berücksichtigt bei den Dosisberechnungen auch die formell nicht limitierten ^{14}C -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 diese mit den Erfahrungswerten aus der 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 die

Apparatur des KKL 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 führt seit Ende 2001 Messungen der ^{14}C -Abgaben mit der Abluft durch. Die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis der Jahre 2001 bis 2003 werden beim KKG im Nachhinein als um den Faktor 3 zu hoch eingeschätzt, dies aufgrund der Ergebnisse der neuen Kalibrierung der Messapparatur mit zwei diversitären Standards zu Beginn des Jahres 2004. Alle Schweizer Kernkraftwerke führten 2011 die ^{14}C - und die ^3H -Messungen auch nach Abschluss der geforderten einjährigen Messperiode auf freiwilliger Basis fort. Somit konnten auch 2011 zur Ermittlung des jeweiligen Dosisbeitrags von ^{14}C die gemessenen Werte herangezogen werden.

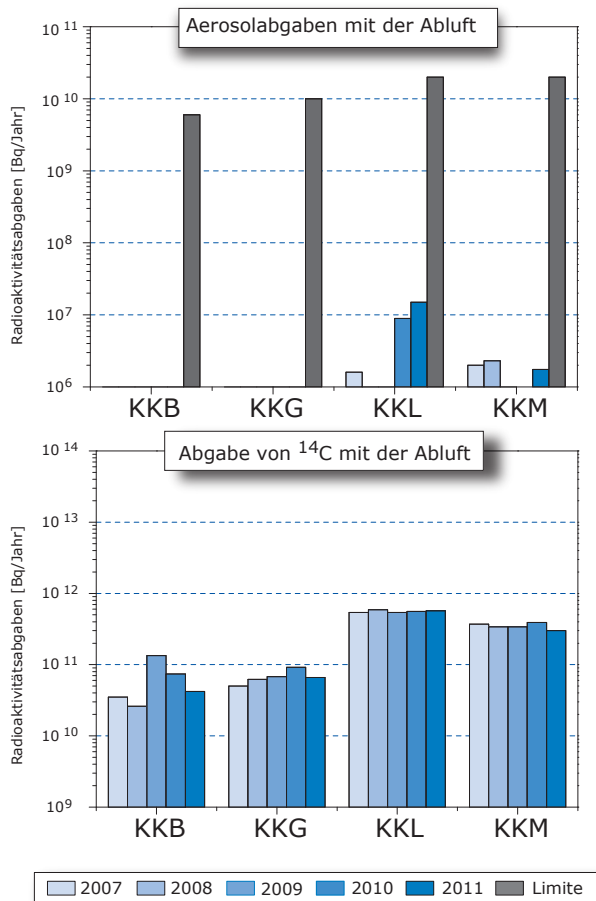
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.006 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern im West-Areal des Institutes. Die vom PSI und vom ENSI unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des für das PSI bewilligten Anteils von 0.15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert für den gemeinsamen Standort des PSI und des ZZL liegt. Für das ZZL beträgt der Anteil 0.05 mSv pro Jahr.

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 Plasma-Anlage fanden wiederum eine Frühjahres- und eine Herbstverbrennungskampagne statt. Die für das Jahr 2011 bilanzierten flüssigen und luftgetragenen Abgaben des ZZL stammen zum grössten Teil aus diesen Verbrennungskampagnen, bei den flüssigen Abgaben z.B. aus den Rauchgaswäschern. Sie sind in den Tabellen 1 und 3a bis 3c zusammengestellt. Die aufgrund der Abgaben unter ungünstigen Annahmen berechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Umgebungsbevölkerung lag unterhalb von 0.001 mSv.



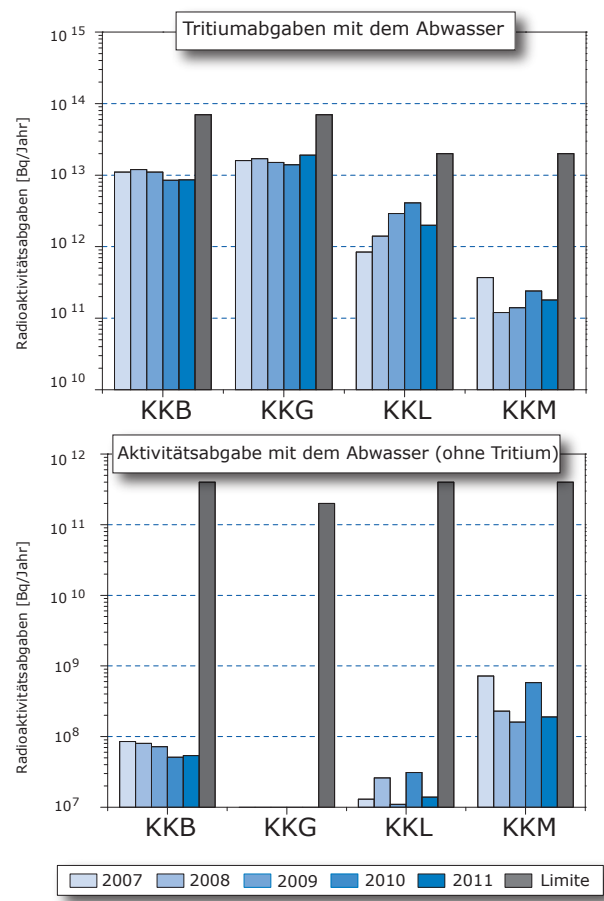
Figur 1a:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2007 bis 2011) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Edelgasabgaben unterhalb von 10^{11} Bq und Abgaben von Jod unterhalb von 10^6 Bq werden im Diagramm nicht dargestellt.



Figur 1b:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2007 bis 2011) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben von Aerosolen unterhalb von 10⁶ Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt. Für ¹⁴C besteht keine Abgabelimite.



Figur 1c:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an das Abwasser in den letzten fünf Jahren (2007 bis 2011) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben mit dem Abwasser unterhalb von 10⁷ Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt.

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2011 für die Kernkraftwerke und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.

(Fussnoten siehe Ende Kap 8.1)

Ort	Medium	Art der Abgaben ¹	Bilanzierte Abgaben ²				Berechnete Jahresdosis ³		
			Messung	Normiert ^{1,2}		Limiten ⁴	mSv/Jahr		
			Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Prozent der Limite	Erw.	10j Kind	1j Kind
KKB1 + KKB2	Abwasser 3'600 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4.0·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	8.6·10 ¹²	8.6·10 ¹²	7·10 ¹³	12 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	4.6·10 ¹²	4.5·10 ¹²	1·10 ¹⁵	0.5%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	2.0·10 ⁵	-	6·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	3.3·10 ⁶	-	4·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	4.2·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	0.0011	0.0019
	Dosis total						0.001	0.0013	0.0021
KKM	Abwasser 3'574 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.5·10 ⁹	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.8·10 ¹¹	1.8·10 ¹¹	2·10 ¹³	0.9%	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	8.2·10 ¹⁰	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.8·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	0.0028	0.0028	0.0027
		Iod: ¹³¹ I	3.2·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.0·10 ¹¹	-	-	-	<0.001	<0.001	0.0016
	Dosis total						0.0037	0.0038	0.0043
KKG	Abwasser 7'219 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.6·10 ⁶	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.9·10 ¹³	1.9·10 ¹³	7·10 ¹³	27 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1.2·10 ¹³	<1.4·10 ¹³	1·10 ¹⁵	<1.4%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	3.0·10 ⁴	-	1·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	8.6·10 ⁵	-	7·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	6.6·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001
KKL	Abwasser 13'684 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	8.9·10 ⁷	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	2.0·10 ¹²	2.0·10 ¹²	2·10 ¹³	10 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	9.1·10 ¹⁰	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.1·10 ⁷	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	6.1·10 ⁷	6.1·10 ⁷	2·10 ¹⁰	0.3%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	5.7·10 ¹¹	-	-	-	0.0021	0.0028	0.0048
	Dosis total						0.0022	0.0029	0.0049
ZZL	Abwasser 468 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2.8·10 ⁸	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.1·10 ¹¹	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	4.1·10 ⁵	-	1·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	1.5·10 ⁴	-	3·10 ⁷	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	1.5·10 ⁸	-	1·10 ¹²	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	5.8·10 ¹⁰	-	1·10 ¹⁴	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001

Tabelle 2:

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2011 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

	PSI Ost				
	Hochka- min	Saphir, Proteus	Forschungs- labor	Betriebs- Gebäude radioaktive Abfälle	Bundeszwi- schenlager
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	$1.6 \cdot 10^{11}$	-	-	-	-
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod	$2.2 \cdot 10^8$	-	$2.4 \cdot 10^4$	-	$2.0 \cdot 10^5$
α -Aerosole	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$5.1 \cdot 10^7$	$4.5 \cdot 10^3$	-	-	$5.9 \cdot 10^3$
Tritium als HTO	$4.5 \cdot 10^{10}$	$5.2 \cdot 10^5$	-	$8.3 \cdot 10^9$	$1.2 \cdot 10^{10}$
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:					
Erwachsene	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Kind 10j	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Kleinkinder	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%

	PSI West			Gesamtanlage des PSI ^{2,4}		
	Zentrale Fortluft- anlagen	Injektor II	C-Labor	Abgaben Bq / Jahr		
				Abwasser 1'527 m ³	Abluft	Aequiva- lent-abga- ben
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$3.8 \cdot 10^7$	-	$7.6 \cdot 10^6$
Tritium	-	-	-	$2.1 \cdot 10^{10}$	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$1.7 \cdot 10^{14}$	$1.6 \cdot 10^{10}$	-	-	$1.7 \cdot 10^{14}$	$3.7 \cdot 10^{14}$
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod	$2.8 \cdot 10^{10}$	$3.0 \cdot 10^6$	$8.9 \cdot 10^3$	-	$2.8 \cdot 10^{10}$	-
α -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$6.5 \cdot 10^7$	-	$5.8 \cdot 10^3$	-	$6.5 \cdot 10^7$	$1.5 \cdot 10^7$
Tritium als HTO	$1.2 \cdot 10^{12}$	-	-	-	$1.2 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.0056	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0060	
Kind 10j	0.0057	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0060	
Kleinkinder	0.0056	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0060	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹	3.7 %	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<4.0%	

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2011:

Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben² - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq/Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
³ H	$8.6 \cdot 10^{12}$	$1.9 \cdot 10^{13}$	$2.0 \cdot 10^{12}$	$1.8 \cdot 10^{11}$	$2.1 \cdot 10^{10}$	$1.1 \cdot 10^{11}$
⁷ Be					$7.0 \cdot 10^6$	
²² Na					$1.6 \cdot 10^6$	$6.2 \cdot 10^7$
²⁴ Na	$5.7 \cdot 10^6$					
⁴⁴ Sc					$5.8 \cdot 10^3$	
⁴⁴ Ti					$4.5 \cdot 10^3$	
⁵¹ Cr	$7.0 \cdot 10^5$			$2.8 \cdot 10^7$		
⁵⁴ Mn	$2.4 \cdot 10^6$		$9.7 \cdot 10^6$	$3.5 \cdot 10^8$	$8.9 \cdot 10^5$	$1.6 \cdot 10^5$
⁵⁷ Co	$1.0 \cdot 10^4$				$1.2 \cdot 10^5$	
⁵⁸ Co	$5.0 \cdot 10^7$		$3.1 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^8$	$1.1 \cdot 10^4$	
⁶⁰ Co	$5.0 \cdot 10^7$	$4.4 \cdot 10^5$	$6.4 \cdot 10^7$	$8.6 \cdot 10^8$	$8.2 \cdot 10^5$	$6.7 \cdot 10^5$
⁶⁵ Zn			$1.2 \cdot 10^7$	$3.31 \cdot 10^7$	$1.2 \cdot 10^4$	
⁸⁸ Zr					$2.5 \cdot 10^5$	
⁸⁸ Y					$2.2 \cdot 10^5$	
⁸⁹ Sr	$2.6 \cdot 10^6$			$8.1 \cdot 10^5$		
⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	$5.7 \cdot 10^5$			$1.7 \cdot 10^6$	$1.4 \cdot 10^6$	
⁹⁵ Nb	$3.0 \cdot 10^5$					
^{99m} Tc	$3.4 \cdot 10^5$	$5.1 \cdot 10^4$				
¹⁰³ Ru					$6.6 \cdot 10^4$	
^{110m} Ag	$1.2 \cdot 10^6$					
¹²² Sb	$3.5 \cdot 10^6$					
¹²⁴ Sb	$6.4 \cdot 10^7$			$7.1 \cdot 10^6$		$5.4 \cdot 10^4$
¹²⁵ Sb	$4.9 \cdot 10^7$			$1.1 \cdot 10^7$		$3.6 \cdot 10^6$
^{123m} Te	$1.1 \cdot 10^7$	$7.9 \cdot 10^5$				
¹³² Te	$2.1 \cdot 10^5$	$3.5 \cdot 10^5$				
¹²⁵ I					$1.6 \cdot 10^7$	
¹³¹ I	$1.8 \cdot 10^7$				$9.9 \cdot 10^4$	
¹³³ I	$5.0 \cdot 10^6$					
¹³⁴ Cs	$7.0 \cdot 10^6$				$4.5 \cdot 10^5$	$4.7 \cdot 10^5$
¹³⁷ Cs	$1.3 \cdot 10^8$			$1.5 \cdot 10^7$	$6.4 \cdot 10^6$	$2.0 \cdot 10^8$
¹⁷⁷ Lu					$2.8 \cdot 10^6$	
α -Strahler	*)	$< 2.0 \cdot 10^5$	$3.3 \cdot 10^5$	$3.7 \cdot 10^5$		*)
^{234/238} U					$2.1 \cdot 10^5$	
^{239/240} Pu	$2.6 \cdot 10^3$					$1.6 \cdot 10^3$
²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am	$5.8 \cdot 10^3$					$1.2 \cdot 10^3$
²⁴² Cm	$2.9 \cdot 10^3$					$1.0 \cdot 10^2$
^{243/244} Cm	$2.8 \cdot 10^3$					$7.4 \cdot 10^2$

*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2010 bis und mit dem 3. Quartal 2011

Tabelle 3b:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Edelgase und Iod 2011:

Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
Gase, Edelgase						
Tritium	$4.2 \cdot 10^{11}$	$5.2 \cdot 10^{11}$	$1.6 \cdot 10^{12}$	$9.5 \cdot 10^9$	$1.3 \cdot 10^{12}$	$5.8 \cdot 10^{10}$
^{11}C					$2.6 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$4.2 \cdot 10^{10}$	$6.6 \cdot 10^{10}$	$5.7 \cdot 10^{11}$	$3.0 \cdot 10^{11}$		$1.5 \cdot 10^8$
^{13}N					$2.7 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$1.1 \cdot 10^{14}$	
^{18}F					$8.5 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$1.3 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar					$3.9 \cdot 10^{12}$	
^{85}Kr					$1.6 \cdot 10^{11}$	
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$1.7 \cdot 10^{11}$					
^{133}Xe	$2.1 \cdot 10^{12}$		$2.2 \cdot 10^{10}$			
^{135}Xe	$2.0 \cdot 10^{12}$		$5.3 \cdot 10^{10}$	$1.2 \cdot 10^9$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$1.5 \cdot 10^{10}$	$2.4 \cdot 10^9$		
EG-Aequiv. ⁴⁾				$7.8 \cdot 10^{10}$		
EG: β -total		$1.2 \cdot 10^{13}$				
Andere	$2.9 \cdot 10^{11}$					
Iod						
^{123}I					$4.3 \cdot 10^7$	
^{125}I					$7.1 \cdot 10^7$	
^{131}I	$3.3 \cdot 10^6$	$8.6 \cdot 10^5$	$6.1 \cdot 10^7$	$3.2 \cdot 10^6$	$1.7 \cdot 10^6$	
^{133}I	$1.9 \cdot 10^7$					

Tabelle 3c:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Aerosole 2011:

Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
⁷ Be					$1.4 \cdot 10^5$	
²⁴ Na					$6.2 \cdot 10^4$	
³⁸ S					$1.8 \cdot 10^9$	
³⁹ Cl					$4.1 \cdot 10^9$	
⁵⁴ Mn			$9.0 \cdot 10^5$	$2.0 \cdot 10^5$		
⁵⁷ Co		$1.8 \cdot 10^3$				
⁵⁸ Co			$7.7 \cdot 10^4$	$1.3 \cdot 10^5$		
⁶⁰ Co		$2.4 \cdot 10^4$	$2.6 \cdot 10^6$	$1.0 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^6$	$3.8 \cdot 10^3$
⁶⁵ Zn			$2.3 \cdot 10^6$	$6.3 \cdot 10^4$		
⁷⁷ Br					$2.7 \cdot 10^6$	
^{80m} Br					$3.3 \cdot 10^9$	
⁸² Br					$6.3 \cdot 10^8$	
^{99m} Tc					$2.2 \cdot 10^8$	
^{123m} Te		$3.0 \cdot 10^3$				
¹³¹ I (Aerosol)			$3.3 \cdot 10^6$	$9.8 \cdot 10^4$		
¹³⁷ Cs				$4.7 \cdot 10^4$		$4.9 \cdot 10^3$
¹⁴⁰ Ba			$7.9 \cdot 10^5$	$3.1 \cdot 10^5$		
¹⁴⁰ La			$5.3 \cdot 10^5$			
¹⁸¹ Re					$9.4 \cdot 10^7$	
¹⁸² Re					$2.7 \cdot 10^8$	
^{182m} Re					$1.9 \cdot 10^6$	
¹⁸³ Re					$1.9 \cdot 10^7$	
¹⁸³ Os					$3.2 \cdot 10^8$	
^{183m} Os					$8.2 \cdot 10^8$	
¹⁸⁵ Os					$2.9 \cdot 10^7$	
¹⁹³ Os					$6.6 \cdot 10^6$	
¹⁸⁵ W					$5.0 \cdot 10^9$	
¹⁹² Au					$1.6 \cdot 10^9$	
¹⁹⁴ Au					$1.9 \cdot 10^5$	
¹⁹² Hg					$7.9 \cdot 10^8$	
^{193m} Hg					$2.2 \cdot 10^8$	
¹⁹⁴ Hg					$1.9 \cdot 10^5$	
¹⁹⁵ Hg					$1.8 \cdot 10^{10}$	
^{195m} Hg					$8.5 \cdot 10^7$	
^{197m} Hg					$1.1 \cdot 10^8$	
²⁰³ Hg					$6.3 \cdot 10^6$	
Nicht spezifizierte	$2.0 \cdot 10^5$					
α -Aerosole	$1.2 \cdot 10^4$	$6.0 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^5$	$2.5 \cdot 10^5$		$1.5 \cdot 10^4$

Fussnoten zu den Tabellen 1 bis 3

[1] Bei der Art der Abgaben resp. den Bilanzierten 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 der Spalte „Messung“ 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 der Spalte „Messung“ angegeben.

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

Gase: Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ¹¹C, ¹³N, ¹⁵O und ⁴¹Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die einzelnen Abgabestellen und das gesamte PSI die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Für die Gesamtanlage wird zusätzlich auch die auf den Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ normierte Abgabe aufgeführt.

Aerosole: Hier ist in jedem Fall die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.

Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar.

Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist dem gegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

Iod: Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von ¹³¹I limitiert; somit ist bei den bilanzierten Abgaben nur dieses Iod-Isotop angegeben.

Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikan-

ten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtabgabe wird zudem auch ein ¹³¹Iod-Äquivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ¹³¹I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen.

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

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

[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 vom ENSI als nicht-relevant betrachtet und werden in der Spalte „Normiert“ nicht ausgewiesen (-).

[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 Richtlinie ENSI-G14 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] Abgabelimite gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimite wurden so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) für die Kernkraftwerke unter 0.3 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.

8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Ortsdosis, respektive die Ortsdosisleistung durch externe Strahlung werden in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI mit dem MADUK-Messnetz (siehe Kapitel 8.3), und mit Thermolumineszenzdosimetern (TLD) in der Umgebung (siehe Kapitel 8.4) sowie am Arealzaun überwacht. Zusätzlich dazu führt das ENSI vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch. Die gemessenen Maximalwerte lagen allesamt unter den Immissionsgrenzwerten 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.

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 radioaktiven Zerfall des kurzlebigen Stickstoffnuklids ^{16}N , welches im Reaktor produziert und bei Siedewasserreaktoren mit dem Dampf in die Turbine im Maschinenhaus getragen wird. Desweiteren können Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis am Zaun beitragen.

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise vierteljährlich vom ENSI durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen etwa 0.08 $\mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und 0.29 $\mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf diesen Momentanwerten am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca. 1.8 mSv (ohne natürlichen Untergrund) resultieren. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergeben für das Berichtsjahr nach Subtraktion des natürlichen Untergrundes von ca. 0.7 mSv eine Dosiserhöhung von 0.7 mSv.

Am Zaun des KKL wurden bei vierteljährlichen Stichproben des ENSI während des Leistungsbetriebes Ortsdosisleistungen zwischen 0.06 $\mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und 0.17 $\mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 0.9 mSv pro Jahr. Die höchste mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.7 mSv) beträgt 0.6 mSv.

Auf Grund der stichprobenweise vom ENSI gemessenen Ortsdosisleistung am Zaun des Paul Scherrer Instituts, Areal Ost ergibt sich hochgerechnet auf ein Jahr eine Ortsdosis von 0,6 mSv ohne natürlichen Untergrund. Im Jahr 2011 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des PSI ermittelte Wert beim Areal Ost ca. 0,2 mSv (ohne natürlichem Untergrund von ca. 0,6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt beim Betriebsgebäude für Radioaktive Abfälle des PSI-Ost. Beim PSI-West wurde mittels TLD eine Dosisleistungserhöhung von höchstens 0.3 mSv am Zaun nachgewiesen.

Beim KKB, KKG und beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD resp EDIS noch bei den vierteljährlichen Stichproben des ENSI eine signifikante 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.

8.3

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

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

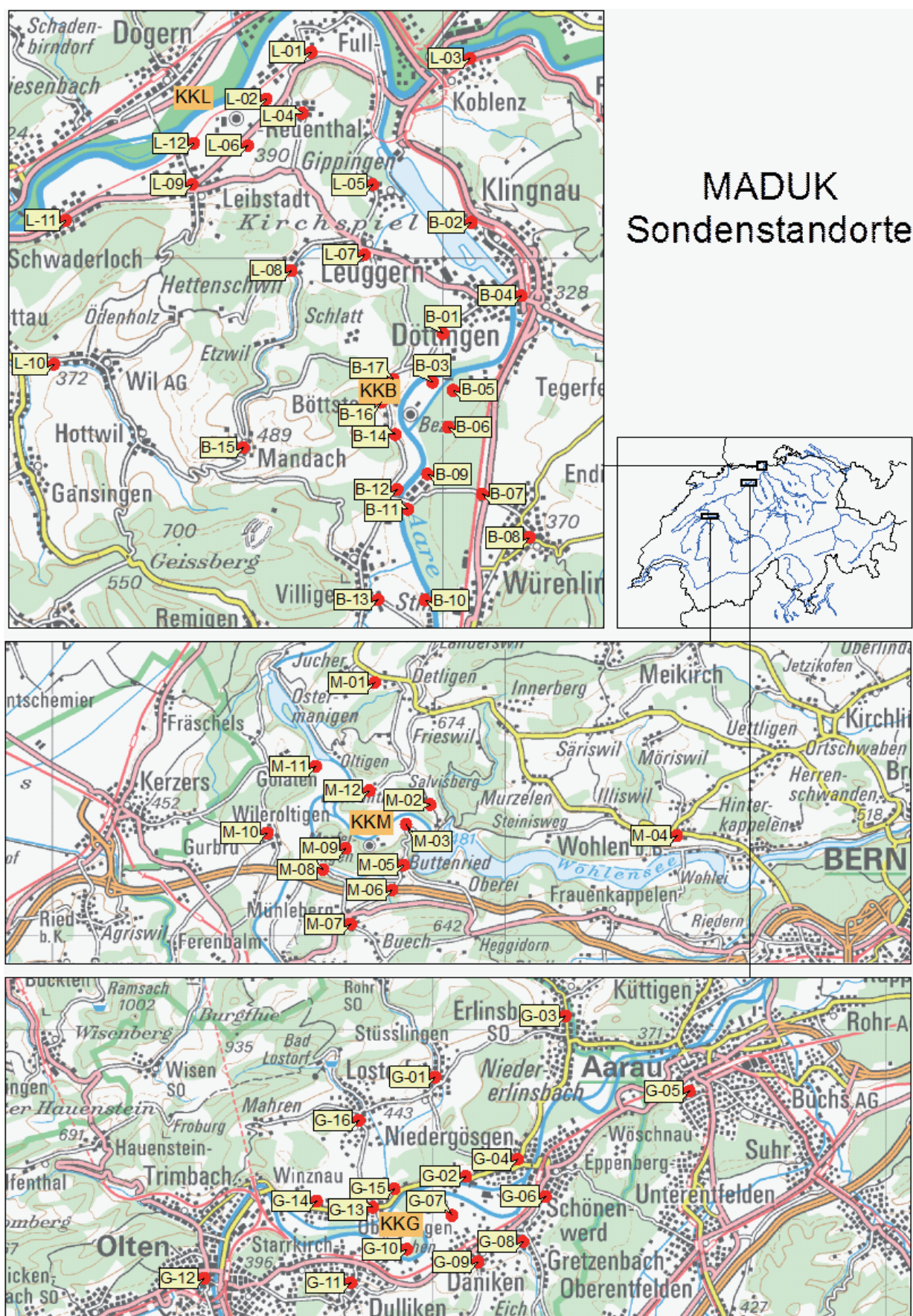
Das MADUK-System (**M**essnetz zur **A**utomatischen **D**osisleistungsüberwachung in der **U**mgebung der **K**ernkraftwerke) inklusive der Einrichtungen zur Übernahme von Anlageparametern (ANPA) und Kaminemissionswerten aus den Kernkraftwerken wurde im Laufe des Jahres 1993 aufgebaut und ab Frühling 1994 in den operationellen Betrieb überführt. Da das System die Dosisleistung in der Umgebung der Kernkraftwerke ganzjährig rund um die Uhr misst und überwacht, dient es der Beweissicherung für die Behörden und gegenüber der Öffentlichkeit. Ebenso ermöglicht es das Erkennen von Betriebsstörungen und Unfällen, da Erhöhungen gegenüber den natürlichen Dosiswerten im ENSI automatisch angezeigt werden. Bei einem Störfall unterstützt MADUK die Notfallorganisation bei der Bestimmung des betroffenen Gebietes, der Einschätzung der möglichen Massnahmen und durch den schnellen Datenaustausch mit Behörden.

Die Messwerte im Jahr 2011 lagen im üblichen Rahmen wie in früheren Jahren. Alle registrierten Erhöhungen waren auf Washout-Effekte natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Es wurden keine Dosisleistungserhöhungen festgestellt, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückgeführt werden konnten.

Übersicht

Das MADUK-Netz zur Messung der Dosisleistungen besteht aus insgesamt 57 Immissionsmessstationen in der Umgebung der vier Kernkraftwerke. Die Messsonden des MADUK-Systems komplettieren und ergänzen das gesamtschweizerische Messnetz zur Radioaktivitätsüberwachung, das mit dem NADAM-Netz auf weitere 64 Messstationen zählen kann. Die Geiger-Müller-Zählrohre in den Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohre) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). Von den Kernkraftwerken werden Kaminemissionswerte und wichtige Anlagenparameter der Primär- und Sekundäranlage übernommen und in die MADUK-Zentrale geleitet. Die MADUK-Zentrale des ENSI verarbeitet und archiviert die Daten, sorgt im Bedarfsfall für eine sofortige Alarmierung der ENSI-Notfallorganisation und sichert die Daten langfristig. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit externen und internen Partnern: Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg sowie die Systeme ADAM und ADPIC im ENSI. Die Figur 1 zeigt die Standorte der Messsonden in der Umgebung der Kernkraftwerke.

Die Daten von MADUK können mittels einer speziellen Software auf bestimmten Windows-Arbeitsplatzrechnern im ENSI, in den Kernkraftwerken und im Bundesamt für Gesundheit visualisiert werden. Auf der Internetseite www.ensi.ch unter Notfallschutz/Messwerte Radioaktivität sind die Tages-, Stunden- und Zehnminutenmittelwerte aller MADUK Stationen abrufbar.



Figur 1:
Die vier Messringe von MADUK. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

Systeminstandhaltung und –ergänzung

Im Jahre 2011 wurde mit der Erneuerung der MADUK-Zentrale parallel zur bestehenden Infrastruktur begonnen. In einem ersten Schritt wurde die benötigte Hardware beschafft, die Datenbanksysteme aufgebaut und die ersten Erfassungstreiber migriert. Die Rechenwerte sowie die verdichteten Werte wie Stunden-, Tages- und Monatsmittelwerte werden vom operationellen System transferiert und in der neuen Datenstruktur abgelegt. Der Datenzugriff der Bedienoberfläche wurde so umgebaut, dass nun auch auf die neue Datenstruktur zugegriffen und die Daten angezeigt werden können.

Die Software auf dem Datenlogger der MADUK-Stationen wurde insofern ausgebaut, dass nun die Funktionsprüfung auch ohne Zugang zum Messkasten remote gestartet und gestoppt werden kann. Das Softwaretool für die Remotebedienung wurde intern erstellt und erfolgreich getestet.

Systemverfügbarkeit und Störungen

Die Systemverfügbarkeit ist bei MADUK von besonderer Bedeutung, da das System eine kontinuierliche Überwachung gewährleisten muss, die auch von der Öffentlichkeit wahrgenommen werden soll. Mit der Kenngrösse "Systemverfügbarkeit" wird die Einsatztauglichkeit des Gesamtsystems MADUK beurteilt: Systemstörungen, die zu wesentlichen Nutzungseinschränkungen des Systems geführt haben, werden als Ausfallzeit in Stunden erfasst.

Die permanente Übertragung der Anlageparameter erreichte insgesamt eine sehr hohe Verfügbarkeit. Zum Jahresbeginn wurden die ANPA-Daten aufgrund eines Problems bei der Vorbelegung des Kurzzeitarchivs während 56.5 Stunden nicht im MADUK-System archiviert. Die Daten standen aber für das System ADAM zur Verfügung. Bei KKB fiel aufgrund eines defekten Routers die Datenübertragung während 26.3 Stunden aus. Zusätzlich fiel am Jahresende die Datenübertragung für KKB I für insgesamt 9 Stunden aus. Bei KKG wurde im ersten Quartal ein Unterbruch in der Datenlieferung

Tabelle 1:

Auflistung der Störungen bei den MADUK-Messstationen.

Station	Störungsdauer [h]	Permanenter Datenverlust [h]	Ursache
G-12	1.5	1.5	Versetzen des Stationskastens
M-12	21.5	-	Bei Bauarbeiten gekappte Telefonleitung
M-11	6.6	-	Korrodierte Grobsicherung führte zu Kommunikationsausfall
B-10	2.8	2.8	Problem Datenlogger
L-06	1.6	-	Kommunikationsausfall aufgrund von Wartungsarbeiten Swisscom
M-03	20.8	-	Kommunikationsausfall
L-03	0.7	0.7	Umbauarbeiten am Stationsstandort
G-02, G-04, G-06, G-08	5.2	-	Kommunikationsausfall
B-02, B-04 bis B-07, B-08, B-13, B-17, G-01 bis G-16, L-02, L-05, L-07, L-10, L-11, M-01 bis M-07, M-12	2.0	-	Ausfall eines Peer-Routers bei Swisscom führte zum Ausfall der Stationen, die über einen Office Access an die Zentrale angeschlossen sind.
M-12	1.5	1.5	Abschluss Umbauarbeiten
M-03	0.5	-	Angekündigte Kabelarbeiten an Telekommunikationskabel
B-07	18.5	18.5	Unterbruch Gebäudestromversorgung
B-14	30.8	-	Kommunikationsunterbrüche
G-02, G-04, G-06, G-08	2.3	-	Kommunikationsunterbruch
B-10	4.2	-	Angekündigte Kabelarbeiten an Telekommunikationskabel
B-14	6.8	-	Kommunikationsunterbruch
B-01	1.3	-	Kommunikationsunterbruch
B-03, B-05, B-06	26.3	-	Kommunikationsunterbruch aufgrund eines defekten Routers

von 3.8 Stunden registriert, im zweiten Quartal von 3.3 Stunden und im dritten Quartal von 1.2 Stunden. Bei KKL kam es während der Jahresrevision aufgrund von Unterhaltsarbeiten zu Unterbrüchen von insgesamt 31.8 Stunden. Bei KKM führte der Ausfall des Kommunikationsdienstes im zweiten Quartal zu Unterbrüchen von insgesamt 2.5 Stunden. Im vierten Quartal führten Tests für die Übertragung von Simulatordaten zu einem Ausfall von 2.6 Stunden.

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Störungen an den Messstationen mit Störungsdauer, permanentem Datenverlust und Ursache der Störung.

Die nun dreijährige Stationselektronik lief auch im 2011 äusserst zuverlässig. Nur ein Datenlogger zeigte Probleme in der Kommunikation mit einer Sonde, welche zu einem Datenverlust von 2.8 Stunden bei der Station B-10 führten. An den Stationen L-12 (defektes Niederdosiszählrohr) und L-09 (defektes Hochdosiszählrohr) mussten die Sonden ausgetauscht werden.

Defekte Festplatten auf den zentralen Servern führten im April zu einem Ausfall der MADUK-Zentrale von insgesamt 5 Stunden. Eine weitere defekte Festplatte im November hatte keinen Einfluss auf den Betrieb der MADUK-Zentrale. Im Zusammenhang mit einer Störung in der Büroautomation war der MADUK-Webserver während insgesamt 20 Stunden nicht verfügbar.

Im Berichtsjahr lag die gemäss Managementhandbuch des ENSI bestimmte Systemverfügbarkeit bei 99.8% (Verfügbarkeit der ANPA- und EMI-Daten eingerechnet). Die Verfügbarkeit der Dosisleistungsdaten aller MADUK-Stationen im Archiv betrug 99.99%.

Qualitätssicherung

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

In Anlehnung an die "Empfehlungen zur Sicherstellung der Messdatenqualität von Umgebungsdosimetriesystemen" der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radio-

aktivität vom 24. November 2004 werden die MADUK Sonden vor einem ersten Einsatz geeicht. Die Eichung hat eine dreijährige Gültigkeit. Das Messverhalten der Sonden wird zwischen den Eichungen mit halbjährlichen Genauigkeitstests geprüft. Bei den Genauigkeitstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer 460 kBq ¹³⁷Cs-Quelle werden erhöhte Werte bei jeder Sonde während ca. 40 Minuten produziert und mit Sollwerten verglichen. Gleichzeitig wird diese Sondenfunktionskontrolle auch für die Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung im MADUK-Datenarchiv sowie der Alarmauslösung gemäss den festgelegten Schwellwerten benutzt. Im Jahr 2011 wurden zwei Funktionskontrollen durchgeführt. Zwei Sonden mussten aufgrund von defekten Zählrohren zur Reparatur eingeschickt werden. Die übrigen Sonden sowie die Archivierung der Messwerte funktionierten einwandfrei. Bei der Alarmierung gab es bei der Funktionsprüfung im Frühjahr Probleme. So konnten teilweise die Pager-Meldungen nicht abgesetzt werden. Abklärungen zeigten, dass der Fehler bei der redundant ausgelegten Telefonanlage lag. Mitte Jahr konnte das Problem schliesslich behoben werden. Die Meldungen der Funktionsprüfungen im Herbst wurden dann korrekt abgesetzt.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden Messungen mittels in-situ-Gammaspektrometrie im Feld durchgeführt. Im Jahr 2011 wurden Messungen bei den Sonden der Messringe Gösigen und Leibstadt durchgeführt. Die Messwerte lagen im Bereich der früheren Jahre.

Messergebnisse

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

Da im 2011 auch die NADAM-Station beim Personalrestaurant des PSI erneuert wurde, führte die jährliche Überprüfungskampagne der NADAM Sonden an den Standorten, an denen auch eine MADUK-Station in Betrieb ist, bei keiner MADUK-Sonde zu wesentlichen Erhöhungen der Messwerte.

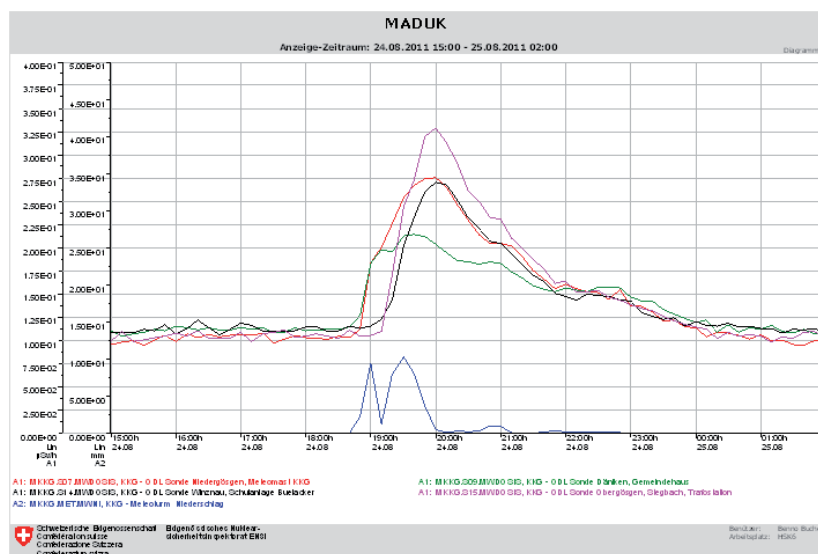
In der Tabelle 2 sind alle Ereignisse aufgelistet, bei denen der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h überschritten wurde. Alle registrierten Erhöhungen waren auf lokal begrenzte Starkregen und deren Washout-Effekte zurückzuführen. Ein Zusammenhang mit dem Betriebsverhalten der Kernanlagen konnte nicht hergestellt werden.

Am 24. August verursachte ein extremer Niederschlag von bis 10 mm pro 10 Minuten gleich bei vier Stationen eine Verletzung des Nettodosisleistungsschwellwertes von 50 nSv/h. Die maximal gemessene Dosisleistung betrug bei der Station G-15 329 nSv/h (Figuren 2 und 3).

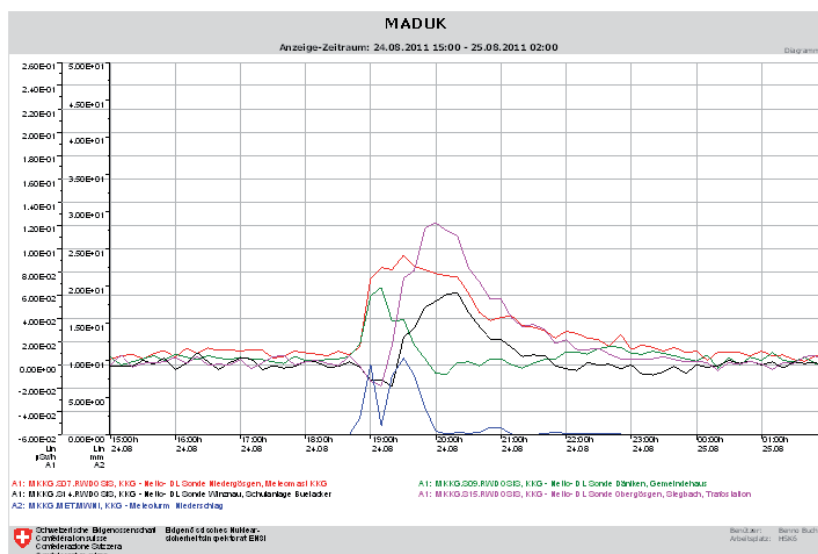
Die Figuren 4 und 5 zeigen die Maxima, die Minima und die Mediane der Tagesmittelwerte im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke. Die Werte liegen im normalen Schwankungsbereich der letzten 17 Jahre (Figuren 6 und 7).

Tabelle 2:
Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2011.

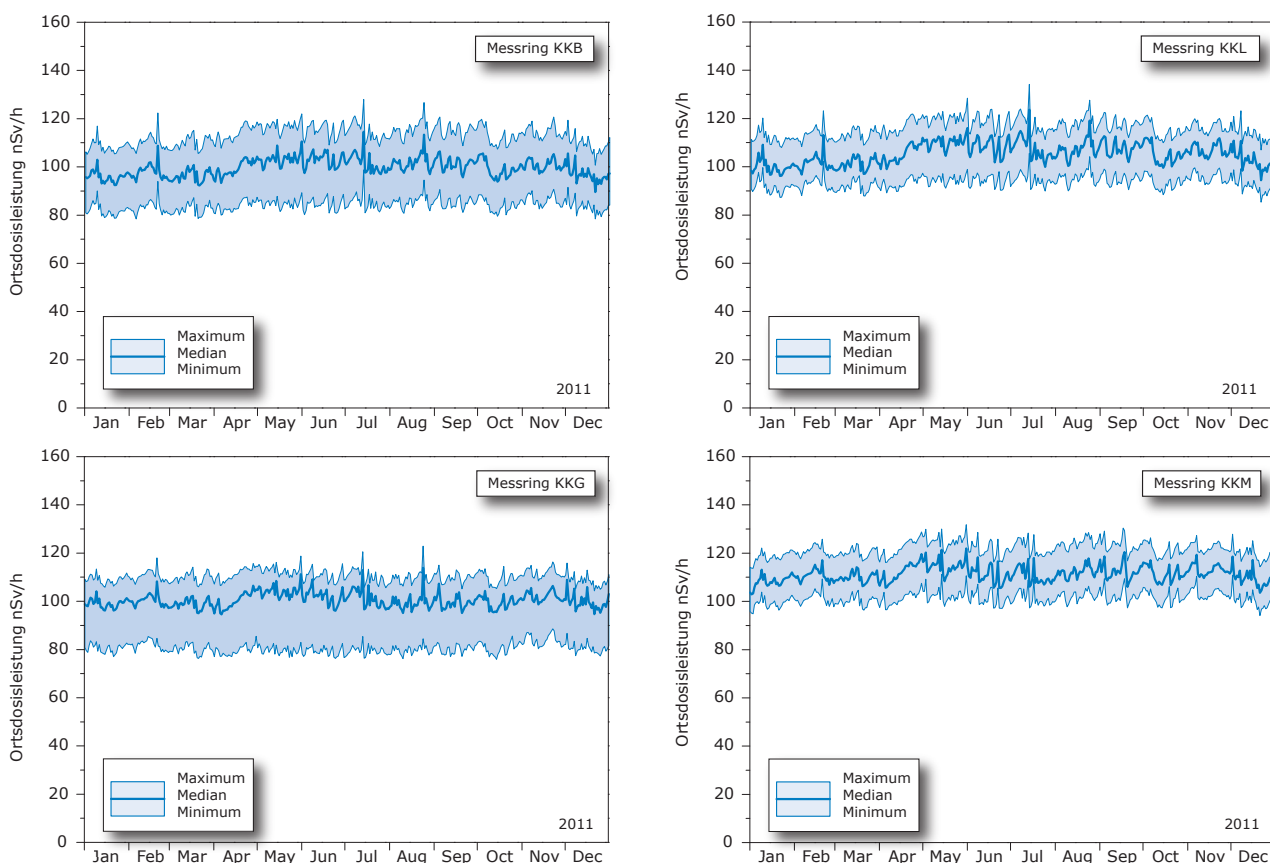
Datum	Station	Dauer [h]	Max. NDL [nSv/h]	Max. ODL [nSv/h]
01.01.11 22:20	L-12	0.3	58	161
20.05.11 20:50	G-15	0.3	56	183
14.06.11 16:30	G-01	0.2	52	182
28.07.11 13:20	L-01	0.7	70	179
24.08.11 19:00	G-07	1.7	94	275
24.08.11 19:00	G-09	0.3	67	214
24.08.11 20:00	G-14	0.5	62	270
24.08.11 19:30	G-15	1.7	122	329



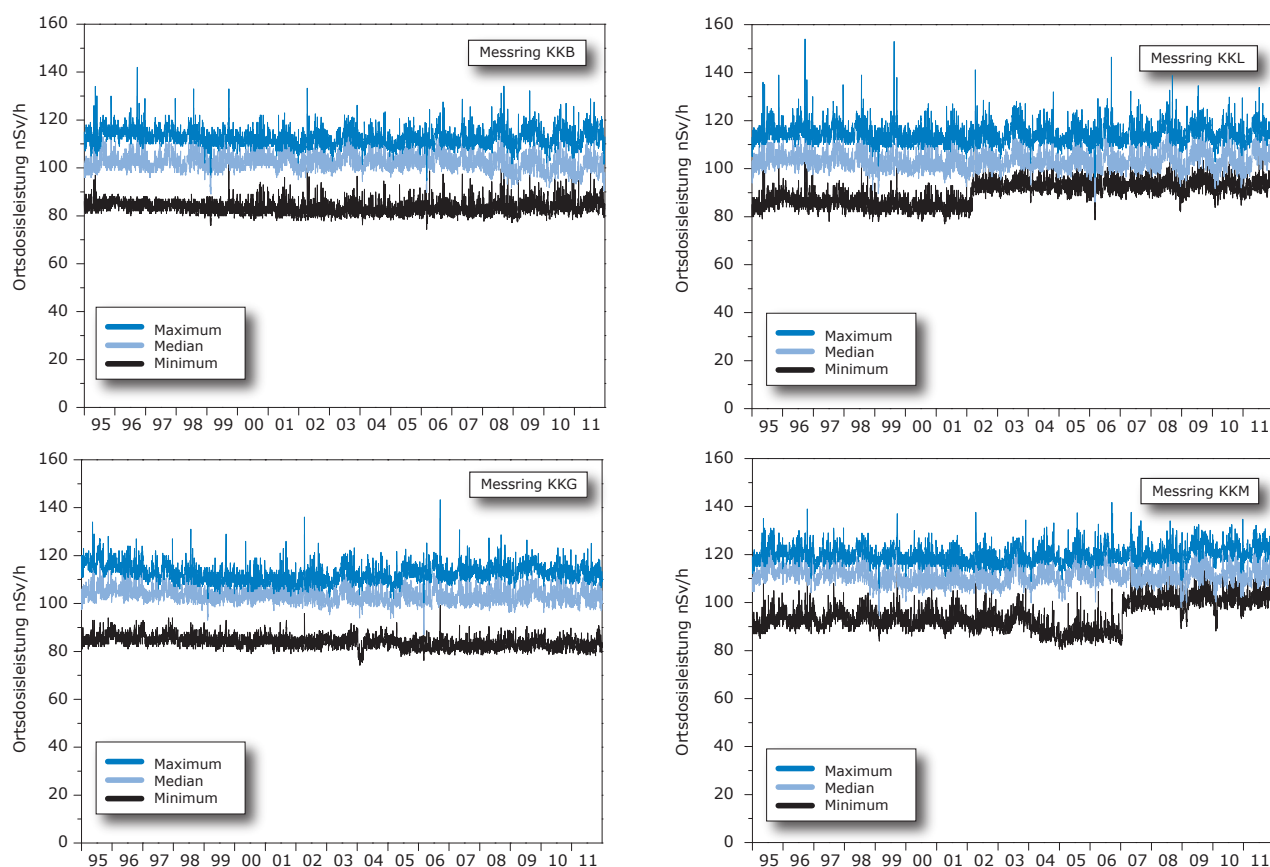
Figur 2:
Verlauf der gemessenen Ortsdosisleistungen an den Stationen G-07, G-09, G-14 und G-15 sowie des Niederschlags an der SwissMetNet-Station KKG.



Figur 3:
Verlauf der bestimmten Nettodosisleistungen an den Stationen G-07, G-09, G-14 und G-15 sowie des Niederschlags an der SwissMetNet-Station KKG.



Figur 4 & 5:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG, KKL und KKM.



Figur 6:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB und KKG für die Jahre 1995 bis 2011.

Figur 7:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKL und KKM für die Jahre 1995 bis 2011. Die Sprünge in den Minima-Werten sind darauf zurückzuführen, dass Sonden, die sich auf Dächern befanden, auf den Boden versetzt wurden (bei KKL bei der Station L-05, bei KKM bei der Station M-04).

8.4

Ortsdosimetrie in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Einleitung

Als Teil der Umgebungsüberwachung der schweizerischen Kernanlagen werden quartalsweise Messungen der Ortsdosis mit speziell für Umgebungsmessungen kalibrierten Dosimetern durchgeführt. Die in der Umgebung der Anlagen positionierten Dosimeter sind vor Witterungseinflüssen geschützt an Bäumen, Masten oder Gebäuden einige Meter über dem 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 Mühleberg an 17 Standorten. In der Umgebung des Kernkraftwerkes Beznau, des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des Paul Scherrer Instituts sind an 35 Orten Dosimeter positioniert. In der Figur 1 sind die Messpunkte kartographisch dargestellt.

Für die Messungen kommen verschiedene passive Umgebungsdosimeter zum Einsatz. Das PSI und das KKM setzen Thermolumineszenzdosimeter (TLD) auf Basis von Al_2O_3 ein. Das KKG verwendete bis Mitte 2009 TLD-200 ($\text{CaF}_2:\text{Dy}$), seither EDIS-Dosimeter (Environmental Direct Ion Storage). Das KKL verwendet seit Mitte 2004 den TL-Typ GR200 (LiF:Mg;Cu;P). Die Messungen werden pro Ort quartalsweise alternierend mit je zwei Dosimetern durchgeführt.

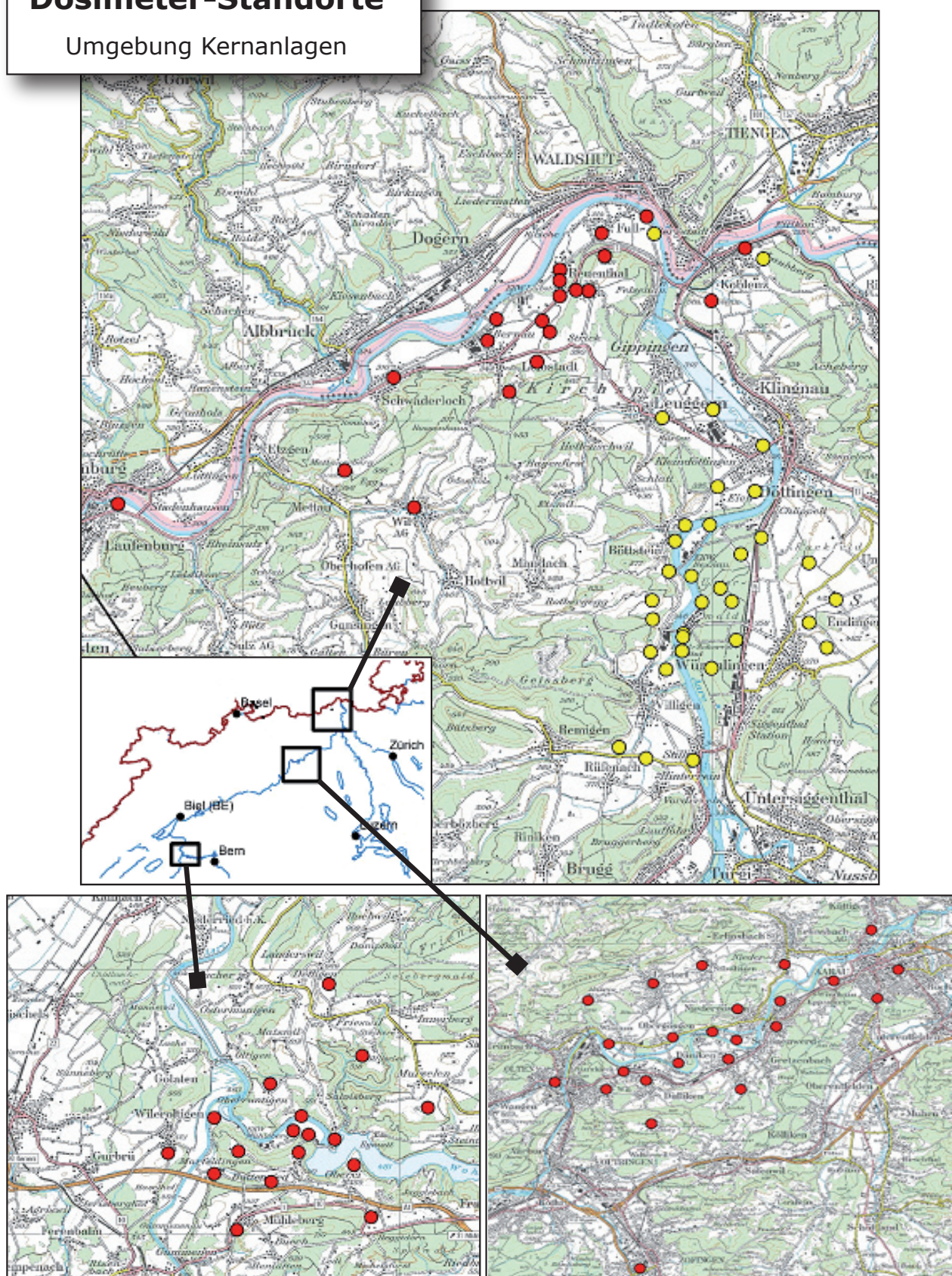
Das Auslegen, Einsammeln und Auswerten der Dosimeter wird durch die Betreiber durchgeführt. Die TLD resp. EDIS werden quartalsweise durch die anerkannten Personendosimetriestellen des PSI sowie der Kernkraftwerke Mühleberg, Leibstadt und Gösgen ausgewertet. Die Messwerte werden als Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ erhoben (vgl. Strahlenschutzverordnung Anhang 5) und ohne Abzug der natürlichen Untergrundstrahlung im Rahmen der periodischen Berichterstattung an das ENSI gemeldet. Dieses analysiert die Resultate und führt bei signifikanten Veränderungen vor Ort Messungen mit einem In-Situ-Gammaspektrometer und einer Hochdruckionisationskammer zur Dosisleistungsmessung durch.

Auswertemethode

Grundsätzlich erfolgt die Analyse der TLD-Daten nach der sogenannten Methode der ortsspezifischen Parameter (OSP), wie sie beispielsweise in der Loseblattsammlung FS-78-15-AKU Blatt 3.4.1 des Arbeitskreises Umweltüberwachung des deutsch-schweizerischen 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 die für jeden Standort charakteristischen, ortsspezifischen Parameter (OSP) bestimmt, indem die zeitliche, insbesondere wetterbedingte Variation der Dosiswerte rechnerisch eliminiert wurden: Der ortsspezifische Parameter ergibt sich als über die Beweissicherungsperiode gemittelte Differenz zwischen den Messwerten eines Dosimeterstandortes und dem jeweiligen Quartalsmittelwert über alle Standorte in der Umgebung einer Kernanlage. Diese Differenzen entsprechen der örtlichen Variation der natürlichen Strahlung in der Umgebung einer Kernanlage. Bei der Auswertung von anfallenden Quartalsdaten wird nun die sogenannte Nettodosis berechnet, indem vom Messwert der aktuelle Quartalsmittelwert und der ortsspezifische Parameter subtrahiert werden. Die Nettodosis entspricht für einen Standort somit der Dosis, welche nicht a priori durch Einflüsse des Wetters und der ortsspezifischen natürlichen Strahlung erklärt werden können. Der Erwartungswert der Nettodosis liegt – innerhalb der Fehlergrenzen – bei null, solange keine neu vorhandenen Strahlenquellen einen zusätzlichen Dosisbeitrag liefern. Abweichungen vom Erwartungswert können sich aber auch dann ergeben, wenn sich auf Grund einer Verschiebung des Standortes resp. baulichen oder sonstigen Änderungen am Standort der ortsspezifische Parameter verändert. Im Weiteren kann auch die Kalibrierung der verwendeten Dosimeter zu einer Verschiebung des Nullpunktes führen, da die Kalibrierunsicherheit ca. $10 \mu\text{Sv}$ beträgt. Schliesslich kann der Wechsel des Dosimetertyps auf Grund unterschiedlicher Energieabhängigkeiten zu systematischen Änderungen führen. Deshalb wird der ortsspezifische Parameter für einen Standort bei

Dosimeter-Standorte

Umgebung Kernanlagen



Figur 1:
Standorte der TLD in der Umgebung der Kernanlagen. Kartendaten PK100 und PK200 © (DV316.2) Swisstopo.

Bedarf aus den Messwerten mehrerer Quartale neu bestimmt, nachdem vor Ort mögliche Ursachen für die Verschiebung geklärt wurden und mittels in-Situ Gammaskpektrometrie nachgewiesen wurde, dass die überwachte Kernanlage als Ursache für die Veränderung ausgeschlossen werden kann.

Die Erkennungsgrenze der Methode liegt für das Vertrauensintervall von 95% ($k=2$) bei allen Kernkraftwerkstandorten bei etwa 25 μSv pro Quartal oder etwa 10 – 15% des Bruttomesswertes. Liegen die für einzelne Punkte ermittelten Nettodosen oberhalb dieser Erkennungsgrenze, so werden weitere Abklärungen zu den Ursachen in die Wege geleitet.

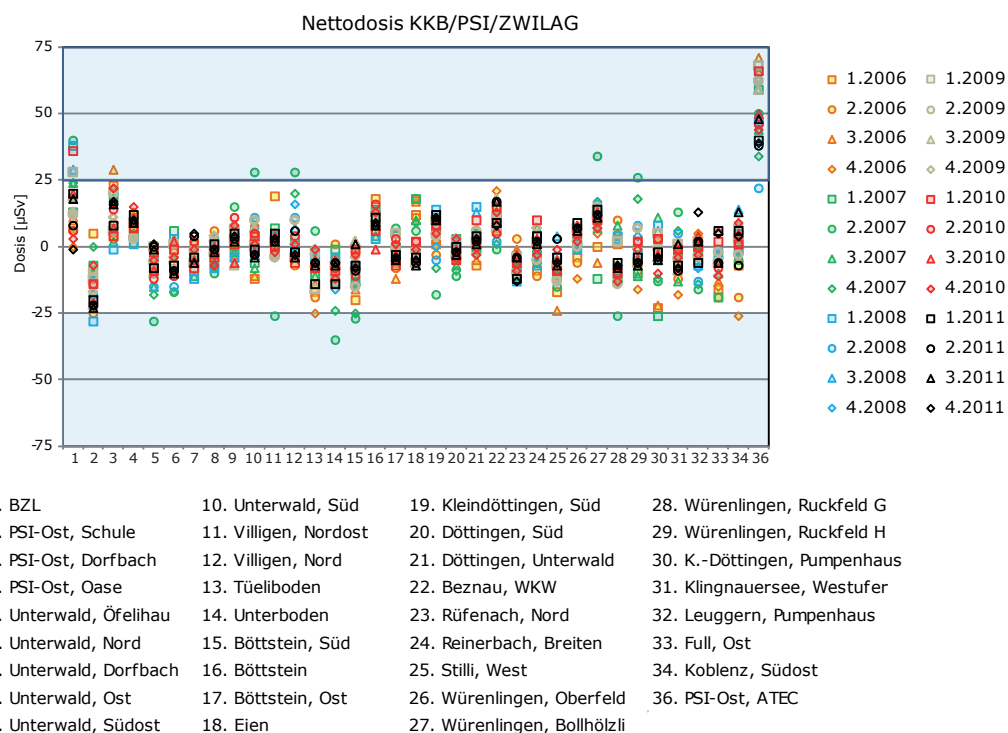
Ergebnisse

In den Figuren 2 – 5 sind die Nettodosen für die Umgebungen von KKB/PSI/ZWILAG, KKG, KKL und KKM für die letzten 6 Jahre graphisch dargestellt. In der Regel liegen die Nettodosen innerhalb einer durch die Mess- und Analyseverfahren bestimmten Streuung relativ nahe beieinander. Durch den erwähnten, alternierenden Einsatz zweier Dosimeter mit einer u.U. etwas unterschiedlichen Kalibrierung kann es zu einer geringfügigen Aufweitung der Streubreite, im Extremfall sogar zu einer Verteilung mit zwei unterscheidbaren Schwerpunkten an ein-

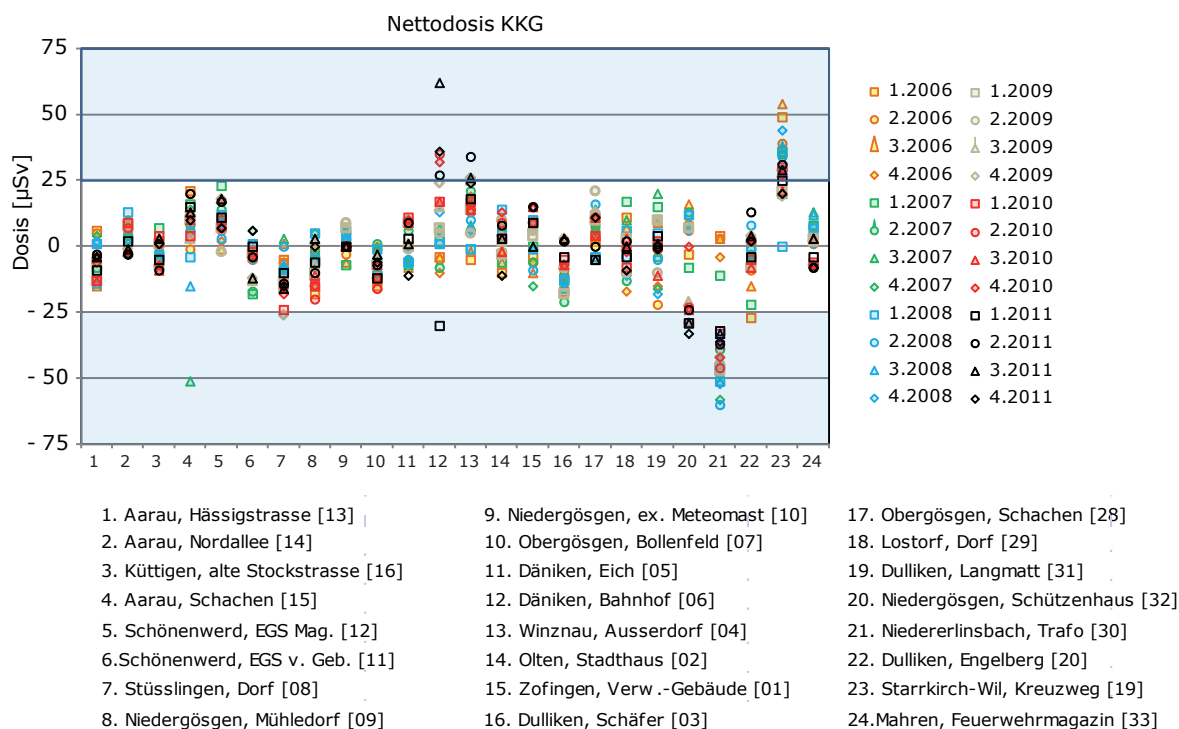
zelnen Messorten kommen. Die Streubreite liegt aber für alle Kraftwerks- und Dosimeterstandorte mit Ausnahme einzelner Ausreisser, welche im Folgenden diskutiert werden, deutlich unterhalb von $\pm 25 \mu\text{Sv}$ pro Quartal.

Im Überwachungsgebiet KKB/PSI/ZWILAG liegt der Schwerpunkt der Messungen in der Regel innerhalb des Nettodosisbandes von $\pm 25 \mu\text{Sv}$ pro Quartal. In der Umgebung des PSI sind die Nettodosen am Zaun beim Bundeszwischenlagers und beim Abfalllabor Ost (ATEC) durch Direktstrahlung leicht erhöht. Umgerechnet auf ein Jahr ergibt sich beim ATEC eine Netto-Ortsdosis von maximal etwa 0.2 mSv. Diese beiden TLD liegen an einem nicht bewohnbaren und nur erschwert begehbaren Ort.

Im 2. Quartal 2007 lagen die Streuung bei den Nettodosen und auch der Dosismittelwert über alle Standorte höher als normal. Die damals mit dem PSI durchgeführten Untersuchungen und Abklärungen haben keinen Hinweis auf die mögliche Ursache gebracht, ein Fehler bei der Ermittlung der Bruttodosiswerte ist aber nicht auszuschliessen. Wie aus der Figur 2 zu erkennen ist, handelte es sich um eine einmalige Abweichung, die in den übrigen Quartalen nicht auftrat. Wenn man das Quartal 2/2007 von der Betrachtung ausschliesst, liegt die Streubreite der Nettodosis über die betrachtenden 6 Jahre für alle Standorte bei deutlich weniger als $\pm 25 \mu\text{Sv}$.



Figur 2:
Darstellung der mittels TLD ermittelten, quartalsweisen Nettodosen für den Zeitraum 2006 – 2011 in der Umgebung KKB/PSI/ZWILAG.

**Figur 3:**

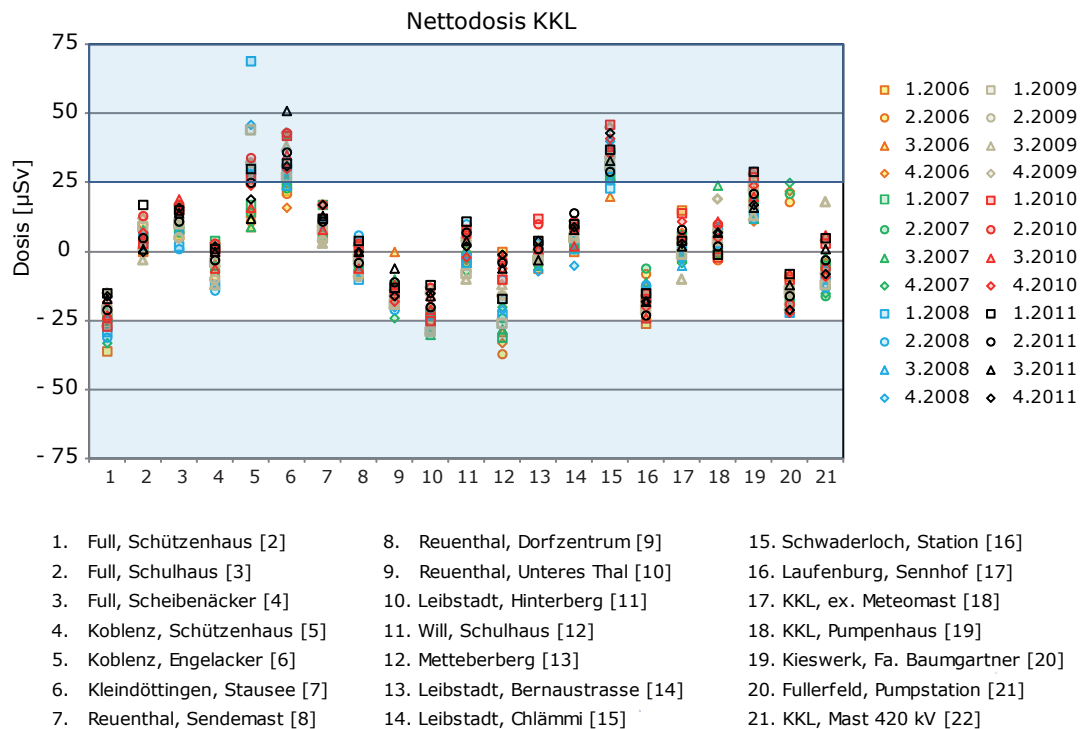
Darstellung der mittels TLD resp. EDIS ermittelten, quartalsweisen Nettodosen für den Zeitraum 2006 – 2011 in der Umgebung des KKG.

Beim KKG wurde ab Mitte 2009 die Umgebungsdosimetrie von TLD auf EDIS umgestellt. Wie Figur 3 illustriert, ist die Streuung der Nettodosen an den 24 Messpunkten mit wenigen Ausnahmen deutlich kleiner als $\pm 25 \mu\text{Sv}$. Folgende Ausreisser waren aber zu verzeichnen:

- Im 3. Quartal 2007 und in geringerem Mass im 3. Quartal 2008 lag die Nettodosis am Messpunkt "Aarau Schachen" deutlich unterhalb des Schwerpunkts der Verteilung und des Erwartungswertes. Der tiefe Wert wurde in beiden Fällen mit demselben Dosimeter ermittelt. Da weder zuvor noch danach aussergewöhnliche Werte an diesem Messpunkt zu verzeichnen waren, konnte die Ursache nicht abschliessend geklärt werden.
- Am Messpunkt "Däniken Bahnhof" ist die Streubreite allgemein grösser als bei den anderen Messorten. Zusätzlich fallen ein Ausreisser der Nettodosis nach unten im Quartal 1/2011 und einer nach oben im Quartal 3/2011 auf, die beide mit dem gleichen EDIS-Dosimeter gemessen wurden. Das KKG versucht aktuell, die Ursachen für diese beiden Ausreisser im Berichtsjahr zu klären. Die allgemein grössere Streuung ist bedingt durch die Umstellung auf EDIS: ganz allgemein kann festgestellt werden, dass die mit EDIS an diesem Messpunkt ermittelten Nettodosen in der Regel etwas höher liegen als die, welche mit TLD ermittelt wurden. Das ENSI hat am

Messpunkt im Mai 2011 gammaspektrometrische Messungen durchgeführt und konnte dabei keine nuklidspezifischen Anomalien feststellen.

- Beim Messpunkt "Winznau Ausserdorf" trat im 2. Quartal 2011 ein Nettodosiswert knapp über der Untersuchungsschwelle von $+ 25 \mu\text{Sv}$ auf. Die Ursache ist auch hier in einer generellen leichten Verschiebung der Nettodosen seit Einführung der EDIS-Dosimeter zu suchen.
- Am Messpunkt "Niedergösgen Schützenhaus" werden seit Einführung der EDIS-Dosimeter eher tiefere Nettodosiswerte festgestellt. In-situ-gammaspektrometrische Untersuchungen im Mai des Berichtsjahres zeigten aber keine nuklidspezifischen Anomalien.
- Der Messpunkt "Niedererlinsbach Trafo" wurde im Jahr 2007 auf Grund der Erneuerung der Trafoanlage um etwa 150 m im Gelände verschoben. Auf Grund der topographischen Gegebenheiten am neuen Messort ist in der Folge die Nettodosisleistung deutlich gesunken. Gammaspektrometrische Untersuchungen zeigen keine nuklidspezifischen Anomalien, bestätigen aber den Einfluss der unterschiedlichen Topografie.
- Am Messpunkt "Starrkirch-Wil, Kreuzweg" liegen die Nettodosen über die letzten 6 Jahre konsistent über dem Erwartungswert. Gammaspektrometrisch wurde am Messort keine nuklidspezifische Anomalie festgestellt. Vor Ort liess sich aber feststellen, dass im Verlauf der Jahre verschie-

**Figur 4:**

Darstellung der mittels TLD ermittelten, quartalsweisen Nettodosen für den Zeitraum 2006 – 2011 in der Umgebung des KKL.

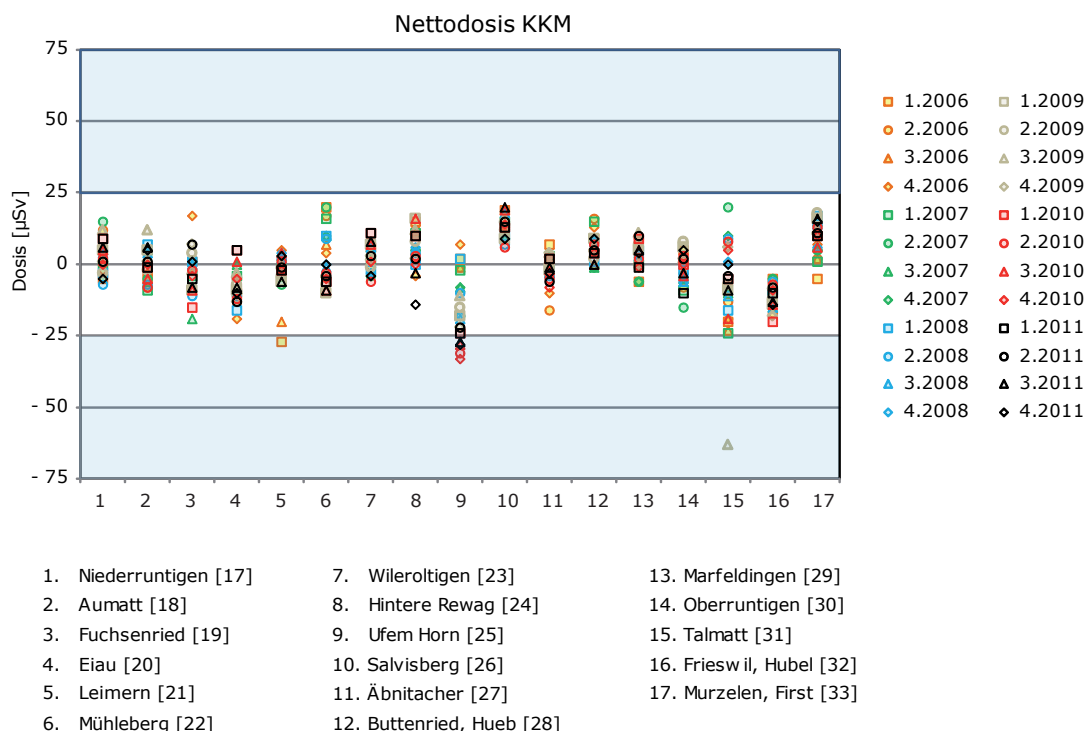
dene bauliche Veränderungen stattgefunden haben, welche als Erklärung für den festgestellten Anstieg dienen können.

Beim KKL (Figur 4) liegen die Streubreiten der Nettodosen an den einzelnen Messorten in der Regel deutlich unter $\pm 25 \mu\text{Sv}$. Allerdings sind für mehrere Messpunkte deutliche Abweichungen des Verteilungsschwerpunkts der Nettodosis zum Erwartungswert festzustellen. Teils sind diese Abweichungen der Umstellung auf GR200-Dosimeter und der damit notwendigen Neukalibrierung der verwendeten Dosimeter zuzuordnen. Weitere Abweichungen bei den nachfolgend beschriebenen Messpunkten sind den Verhältnissen vor Ort zuzuschreiben:

- Der Schwerpunkt der Nettodosiswerte beim Messpunkt "Full Schützenhaus", die ansonsten eine geringe Streuung aufweisen, ist gegenüber dem Erwartungswert um etwa $25 \mu\text{Sv}$ nach unten verschoben. Eine im Mai 2011 durchgeführte gammaspektrometrische Untersuchung am Messort zeigte keine nuklidspezifischen Anomalien auf.
- Am Messpunkt "Koblenz Engelacker" wurden insbesondere in den Quartalen Q1 2008, Q4 2008 und Q1 2009 Ausreisser der Nettodosis nach oben festgestellt. Die gammaspektrometrische Untersuchung vom Ort ergab keine nuklidspezifische Anomalie. Der Messort an einer Trafostation liegt über einem asphaltierten Platz, der einem Gemüsehändler als Lager dient. Aufgrund dieser

sich ändernden Nutzung des Messortes hat das ENSI eine Versetzung des TLD veranlasst.

- Der Schwerpunkt der Nettodosenverteilung beim Messpunkt "Kleindöttingen Stausee" ist deutlich nach oben verschoben. Mit einem am gleichen Standort positionierten TLD der Umgebungsüberwachung KKB/PSI/ZWILAG wird die Dosisverschiebung über die Jahre allerdings nicht bestätigt. Die in-Situ-Gammaspektrometrie an diesem Standort zeigt zwar, dass bis zu $13 \mu\text{Sv}$ der gemessenen Quartalsdosis durch ^{137}Cs im Boden erklärt werden könnte, jedoch fällt der Zeitpunkt, seit dem die Erhöhung festgestellt werden kann, mit der Umstellung des KKL auf GR200 Dosimeter zusammen, sodass es insgesamt wahrscheinlicher ist, dass die Verschiebung auf die damit verbundene Neukalibrierung bzw. unterschiedliche Energieabhängigkeit der beiden TLD-Typen zurückzuführen ist.
- Beim Messpunkt "Schwaderloch Station" ist die seit 2001 festzustellende Verschiebung der mittleren Nettodosis nach oben vermutlich in baulichen Veränderungen begründet. Die Gammaspektrometrie vor Ort zeigt keine Anomalien auf.
- Das Dosimeter beim "Kieswerk Baumgartner" ist unter einem Dach platziert und somit für die Ermittlung der Ortsdosis an diesem Ort nicht unbedingt repräsentativ. Hier ist die Versetzung des Dosimeters an einen besser geeigneten Ort zu veranlassen.

**Figur 5:**

Darstellung der mittels TLD ermittelten, quartalsweisen Nettodosen für den Zeitraum 2006 – 2011 in der Umgebung des KKM.

Beim Standort des KKM (Figur 5) liegt die Streuung der Nettodosis in der Regel deutlich innerhalb eines Bandes von $\pm 25 \mu\text{Sv}$. Der Standort des Dosimeters "Ufem Horn" wurde in den letzten Jahren um etwa 100 m verschoben. Dadurch ist der Schwerpunkt der Nettodosisleistung etwas nach unten gerutscht. Die In-Situ-Gammaspektrometrie vom Mai 2011 am Messpunkt zeigte keine auffällige Nuklidverteilung.

Fazit

Mit der verwendeten Auswerte- und Analysemethoden können in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen bereits kleine Änderungen in der Größenordnung von etwa 10 % des natürlichen Untergrundes bei den mit TLD und EDIS bestimmten Ortsdosen in der Umgebung erkannt werden. Mit den langjährigen Messreihen lassen sich so frühzeitig Tendenzen an einzelnen Messorten feststellen. Die aus diesen Messreihen ermittelten Nettodosen und die im allgemeinen geringe Streuung belegen die gute Qualität der Messungen. Mit Ausnahme von zwei am Zaun des PSI installierten Dosimetern, bei denen die Direktstrahlung aus dem BZL und dem ATEC nachgewiesen wird, kann gar kein Einfluss des Betriebs der Anlagen auf die gemessenen Ortsdosen nachgewiesen werden.

Im Lauf der Zeit haben die Versetzung von Dosimetern, bauliche Veränderungen an den Messorten und die Verwendung von neuen Dosimetern mit unterschiedlicher Energieabhängigkeit und Neukalibrierung zu deutlich erkennbaren Veränderungen bei den ortsspezifischen Parametern geführt. Da die vor Ort bereits durchgeführten gammaspektrometrischen Untersuchungen keine auf den Betrieb der Kernanlagen zurückzuführenden Nuklide auswiesen, werden die ortsspezifischen Parameter auf Grund der Messungen der letzten vier Jahre neu bestimmt und bei der Datenanalyse ab dem Jahr 2012 verwendet.

8.5

Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

J. Eikenberg, M. Jäggi, H. Beer, C. Parussudis, I. Zumsteg

Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen

Zusammenfassung

Im Rahmen der Immissionsüberwachung führt das PSI Radionuklidmessungen sowohl an Waldbodenproben als auch an Staubfangplatten aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Das Vaseline auf den Staubfangplatten wird γ -spektrometrisch ausgewertet (auf anthropogene Radionuklide wie ^{241}Am , ^{137}Cs und auf natürliche Radionuklide wie ^7Be , ^{210}Pb). Bei den Bodenproben folgt nach der γ -spektrometrischen Messung eine radiochemische Trennung zur Bestimmung reiner α - und β -Strahler (^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm). Die Ergebnisse der γ -Spektrometrie zeigen einen deutlich abnehmenden Trend für das anthropogene Radionuklid ^{137}Cs von ca. 100 - 150 Bq/kg (im Jahr 1997) auf ca. 20 - 70 Bq/kg (2011). Die Abnahmen für die anthropogenen Radioisotope ^{90}Sr und $^{239+240}\text{Pu}$ sind ähnlich signifikant. So sanken die Aktivitätskonzentrationen für ^{90}Sr von 6 - 10 Bq/kg auf 2 - 4 Bq/kg und diejenigen für $^{239+240}\text{Pu}$ von 0.4 - 0.9 (1997) auf 0.2 - 0.7 im Jahr 2011. Die konstanten Isotopenverhältnisse von $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.03) und $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.4) zeigen deutlich, dass die gemessenen Werte für die Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren zuzuschreiben sind.

Einleitung

Das Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken wurde im Jahr 1999 in unmittelbarer Nähe zum Paul Scherrer Institut erstellt und anschliessend in Betrieb genommen. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Abgaben aus der Anlage feststellen zu können, wurden vor der Inbetriebnahme im Rahmen des Projektes Beweissicherung umfangreiche Radionuklid-Messungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details in [1]). Diese Analysen dienten der Erfassung der Konzentrationen kosmogener (z.B. ^7Be), terrestrischer (^{40}K sowie Radionuklide aus den U- und Th-Zerfallsreihen) und insbesondere anthropogener Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm) resultierend aus Aerosol-Fallout infolge von Kernwaffentests und dem Chernobyl-Ereignis. Seit der Durchführung dieser Studie werden im Routinebetrieb einmal jährlich an 4 Beprobungs-Punkten Waldbodenproben aus der oberen Schicht (0 - 5 cm) erhoben und im Labor auf ihren Radionuklid-Gehalt untersucht. Für die kontinuierliche Überwachung des Luftpfades wurden 4 Staubfangplatten an der Umzäunung der ZWILAG angebracht. Diese Platten werden monatlich ausgewechselt und die Konzentrationen Photonen emittierender Radioisotope ^{241}Am , ^{137}Cs bestimmt.

Radiochemische Trennmethode (Boden)

Der Boden wird zunächst getrocknet, gesiebt und in ca. 30 g schwere Aliquots gesplittet. Vor der Analyse werden ^{243}Am - und ^{242}Pu -Tracer hinzu gegeben. Nach der Trockenveraschung wird die Probe in 8 M HNO_3 unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in die wässrige Phase transferiert werden. Die wässrige Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Die Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonnen (Bio-Rad 1-X2, 100-200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und HNO_3 -Waschlösungen werden potentiell bei der α -Spektrometrie interferierende, natürliche Radionuklide abgetrennt (z.B. α -Emission von ^{228}Th und ^{238}Pu bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion durch Reduktion von Pu^{4+} zu Pu^{3+} mit einer HI-Lösung eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonnen gelaufene Fraktion mit Am und Cm wird über 2 zusammengesteckte Kolonnen geführt, einer U/TEVATM-Kolonnen zur Retention von U und Th und einer DGATM-Kolonnen, die Am und Cm absorbiert. Die Elution von Am/Cm erfolgt mit einer salzsauren NaNO_2 Lösung. Da Am in sehr geringer Konzentration vorliegt, ist ein weiterer Purifikationsschritt, die Trennung von den Lanthanoiden, mit einer TEVA-Säule notwendig. Die Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft und in einer NaSO_4 - NaHSO_4 -Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird [2]. Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 2 Tage mit hochauflösender α -Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

Staubfangplatten

4 Staubfangplatten (siehe Figur 1), eine pro Himmelsrichtung, wurden an der Umzäunung der ZWILAG befestigt. Die Probenerhebung erfolgt monatlich, d.h. die Staubfangplatten werden jeweils ausgewechselt. Im Labor wird das Vaseline von der Kunststoffplatte abgezogen und in einem Metallschälchen eingeschmolzen. Die anschliessende γ -Messung dauert 15 Stunden. Bestimmt werden u.a. ^{137}Cs und ^{241}Am .

Resultate und Diskussion

Die Resultate der Radionuklid-Messungen in Bodenproben sind in Tabelle 1 für die anthropogenen Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) und natürlichen terrestrischen Isotope aus den U- und Th-Zerfallsreihen (^{226}Ra , ^{228}Ra) zusammengefasst. Dargestellt ist der Streubereich der Probenmessungen aus den 4 Bodenentnahmestellen um das ZWILAG-Areal. Wie die Tabelle zeigt, liegen die typischen Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}\text{Pu}$ derzeit zwischen 0.2 und 0.7 Bq/kg, diejenigen von ^{241}Am zwischen 0.1 und 0.3 Bq/kg. In Spuren ist noch ^{238}Pu nachweisbar (0.01 - 0.03 Bq/kg), während die Werte für fissionogenes ^{90}Sr etwas höher sind (2 - 4 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (30 - 70 Bq/kg). Der Grund hierfür ist der zusätzliche Beitrag von Fallout-Caesium aus dem Chernobyl-Reaktorunfall. Über die Isotopenverhältnisse von $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (im Mittel 0.4) und $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (0.03 ± 0.01) kann gefolgert werden, dass der Beitrag der anthropogenen Aktiniden ausschliesslich aus den atmosphärischen Kernwaffentests vor ca.



Figur 1:
Staubfangplatte (ZWILAG).

50 Jahren stammt [1,3]. Tabelle 1 zeigt den Vergleich der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope der letzten Jahre. Während für ^{137}Cs noch eine geringfügige Abnahme beobachtet werden kann, sind die Aktivitätskonzentration der anderen anthropogenen Radioisotope bereits so tief, dass aufgrund der mess-statistischen Schwankungen keine Trends mehr auszumachen sind. Ebenfalls eingetragen sind die Werte für ^{226}Ra (als Mass für natürlich vorkommendes, primordiales ^{238}U) und ^{228}Ra (als Mass für ^{232}Th). Diese Werte liegen konstant zwischen 20 - 40 Bq/kg und zeigen keinen Trend mit der Zeit, da diese Radionuklide fest in den Kristallgittern der Bodenminerale eingebaut sind. Wenn man die Aktivitätskonzentrationen über die spezifischen Aktivitäten in Massenkonzentrationen umrechnet, ergeben sich für ^{238}U 2 - 3 ppm und für ^{232}Th 5 - 7 ppm, d.h. typische Werte für Böden und Gesteine der Erdkruste.

Tabelle 1:

Wertebereich für anthropogene Fallout-Isotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) und natürlich vorkommende terrestrische Isotope (^{226}Ra , ^{228}Ra) im Verlauf der letzten Jahre (2008-2011). Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

Isotop	2008	2009	2010	2011
^{90}Sr	2 - 5	2 - 4	2 - 5	2 - 4
^{134}Cs ⁽¹⁾	< 1	< 1	< 1	< 1
^{137}Cs	25 - 80	30 - 70	23 - 70	20 - 70
^{238}Pu	0.01 - 0.02	0.01 - 0.03	0.01 - 0.08	0.01 - 0.03
$^{239+240}\text{Pu}$	0.2 - 0.5	0.2 - 0.8	0.25 - 0.8	0.2 - 0.7
^{241}Am	0.1 - 0.4	0.1 - 0.3	0.2 - 0.3	0.1 - 0.3
^{226}Ra	20 - 30	20 - 30	25 - 40	25 - 40
^{228}Ra	20 - 35	20 - 30	20 - 40	20 - 40

⁽¹⁾ Die Halbwertszeit von ^{134}Cs beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2008 - 2011 nicht mehr nachgewiesen werden.

Weniger aufwändig ist die Auswertung der Staubfangplatten. Mit der monatlichen Kontrolle ist praktisch eine kontinuierliche Überwachung möglich. Seit Beginn der Probennahme lagen die Werte für ^{137}Cs und ^{241}Am immer unter den Nachweisgrenzen von 0.2 bzw. 0.3 Bq/m². Die tiefe Nachweisgrenze für ^{241}Am von 0.3 Bq/m² ergibt sich aufgrund der Verwendung eines hochauflösenden Gamma-Spektrometers mit Be-Eintrittsfenster.

Literaturliste

- [1] Eikenberg, J., Bajo, S., Hitz, J., Beer, H., Gann, C., Wyer, L und Ziegler, J. (2002) Spezialnuklid-Analysen für die Beweissicherung ZWILAG AG 1997-2001: Abschlussbericht der Immissionsmessungen. PSI-Bericht Nr. 02-15.
- [2] Bajo, S. und Eikenberg, J. (1999) Electro-deposition of actinides for α -spectrometry, J. Radioanal. Nucl. Chem. 242, 745-751.
- [3] UNSCAER (2000), Sources and effects of ionising radiation. Report to the General Assembly, Volume 1, Annex C, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.

8.6

Les installations nucléaires et l'environnement

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller, P. Steinmann

Section radioactivité dans l'environnement, URA / BAG, 3003 BERN

Résumé

Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre par la surveillance de la radioactivité dans l'environnement 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 sédiments). 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 inférieures aux limites réglementaires.

Hormis ces quelques exemples, les résultats des mesures environnementales ne se sont pas distingués 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 , $^{239,240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs) ainsi que, pour la période allant de mars à mai 2011, de l'accident de Fukushima (^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs).

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 spécifique de prélèvements et de mesures. Celui-ci commence au terme source, par des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur divers échantillons en phase de rejet (filtres à aérosols, à iode, gaz, eaux de rejet). Les exploitants sont par ailleurs tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités.

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions des centrales nucléaires (concentrations radioactives effectivement mesurées dans l'environnement). Tous les compartiments environnementaux sont examinés, de l'air jusqu'aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant d'évaluer directement la radioactivité déposée au sol. Ce programme de surveillance, coordonné par l'OFSP, englobe non seulement les propres mesures de l'Office mais aussi celles des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut de radiophysique (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{14}C , ^3H et ^{85}Kr) et du LUBW (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. L'IFSN met également à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK, mesurant en continu le débit de dose ambiante au voisinage des centrales

nucléaires. L'OFSP se doit ensuite de procéder à l'examen critique de l'ensemble de ces données pour évaluer de manière pertinente l'influence des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Le présent chapitre résume l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce programme de surveillance des immissions au voisinage des installations nucléaires. Le tableau 1 indique les chapitres à consulter pour accéder aux résultats plus détaillés relatifs à un compartiment de l'environnement particulier ou un radionucléide spécifique.

Tableau 1

Tableau récapitulatif indiquant les chapitres du présent rapport à consulter pour accéder aux résultats détaillés de la surveillance du voisinage des installations nucléaires en fonction du compartiment environnemental (milieu) ou du radionucléide d'intérêt.

Milieu/Isotope	Chapitre
Exposition ambiante	Ch. 8.2 - 8.4
Air/Aérosols (émetteurs γ)	Ch. 4.2
Précipitations (γ , ^3H)	Ch. 4.2
Milieu aquatique	Ch. 4.4
Mesures in situ	Ch. 3.1
Sol et herbe (γ , ^{90}Sr)	Ch. 4.5
Sol (Pu, ^{241}Am)	Ch. 7.2
^{14}C dans les feuillages	Ch. 7.1
Denrées alimentaires	Ch. 5

L'impact des rejets des centrales nucléaires sur l'environnement étant parfois difficilement mesurable, 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.

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.

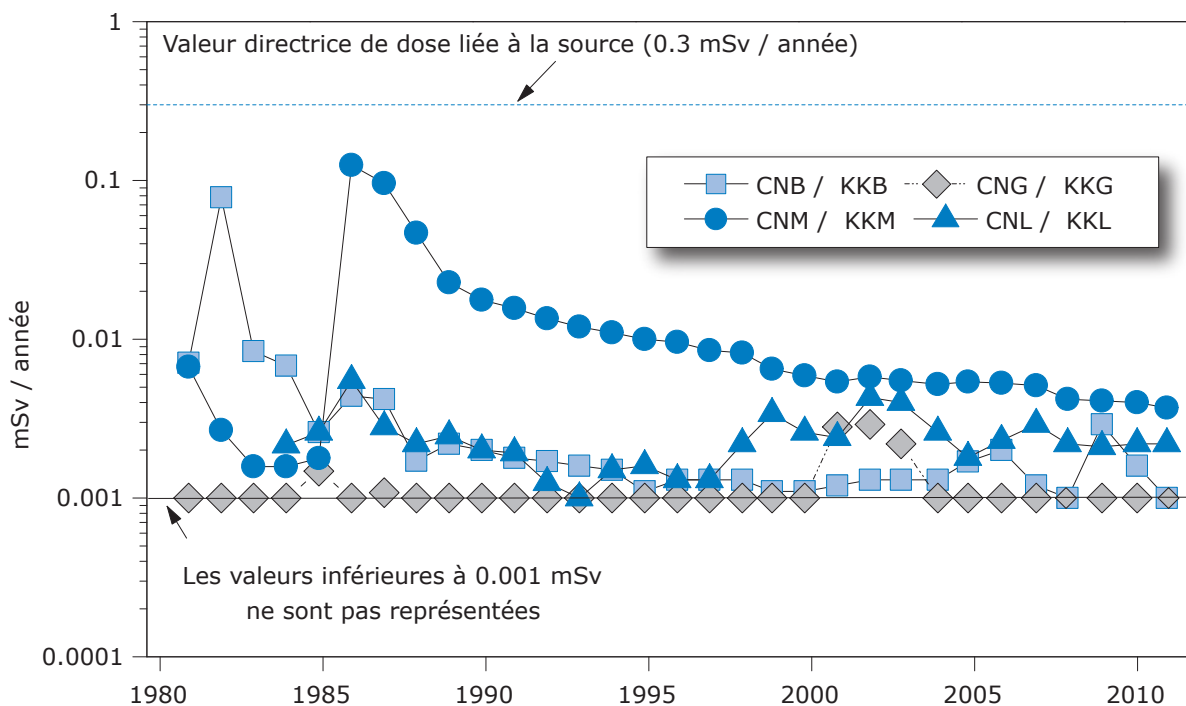


Figure 1:

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 2011 (Données IFSN) et comparaison avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an.

Résultats

Mesures à la source

Les mesures parallèles de l'exploitant, de l'IFSN 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 que les 4 centrales nucléaires suisses, à savoir Beznau (KKB 1 et 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) ainsi que l'institut Paul Scherrer (PSI) et l'entrepôt de stockage intermédiaire de déchets radioactifs (ZWILAG), situés sur le même site, ont respecté les limites réglementaires fixées pour les émissions en 2011 (voir aussi Chap. 8.1).

En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses par rapport à la valeur directrice liée à la source, fixée à 0.3 mSv par an pour les centrales nucléaires (y compris rayonnement direct). Les calculs des doses reçues par les personnes les plus exposées vivant au voisinage des centrales nucléaires, qui sont représentées dans la figure 1, ont été effectués sur la base des rejets et des valeurs de rayonnements directs effectifs, en appliquant des modèles de dispersion et en tenant compte des temps de séjour, des habitudes alimentaires et de nombreux paramètres biologiques, physiologiques et environnementaux (voir directive G14 de l'IFSN pour plus de détails sur les modèles et paramètres utilisés).

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 ainsi qu'à l'aide

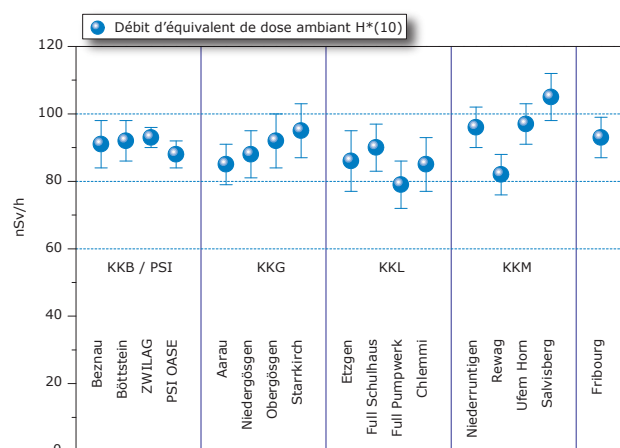


Figure 2: Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectués en 2011 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre de comparaison.

de dosimètres thermoluminescents (TLD) et par des mesures périodiques effectuées par l'IFSN à la clôture des installations. Les résultats de cette surveillance ont mis en évidence une contribution clairement mesurable du rayonnement direct en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi qu'au PSI. A Mühleberg, par exemple, l'évaluation des TLD disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose annuelle de 0.7 mSv par rapport au bruit de fond naturel qui s'élève également à 0.7 mSv par an. Cependant toutes les installations ont respecté les valeurs limites en 2011. Rappelons que la valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixée à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit.

L'OFSP effectue également des mesures de débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ 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 3).

Mesures dans le milieu atmosphérique

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

Les résultats des mesures 2011 des filtres aérosols des environs des centrales nucléaires suisses ainsi que du PSI ont montré la prédominance des radionucléides naturels ^7Be et ^{210}Pb , avec des valeurs comprises respectivement entre 1.4 et 5.8 et entre 0.1 et 1.5 mBq/m³ (mesures OFSP et PSI). En dehors du ^{131}I , du ^{134}Cs et du ^{137}Cs , dus à l'accident de Fukushima et détectés dans toute la Suisse entre fin mars et mi mai (voir Chapitre 4.1), ainsi que des traces de ^{137}Cs , attribuables à la remise en suspension d'anciennes contaminations (essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl), aucun radionucléide d'origine artificielle, attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires, n'a pu être mis en évidence dans les filtres aérosols.

Le même constat s'applique aux émetteurs gamma mesurés dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen et Beznau ainsi que ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG.

Les résultats des mesures du tritium (^3H), radio-nucléide directeur dans les précipitations, dans les échantillons mensuels des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 2. Les concentrations mensuelles de ^3H enregistrées en 2011 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, de Gösgen et de Leibstadt sont restées proches de celles enregistrées dans des stations de référence situées hors influence de ces installations. A proximité de Beznau, du PSI et du ZWILAG, les concentrations sont généralement restées proches du seuil de détection de 1 à 2 Bq/l avec ponctuellement des valeurs plus élevées. A noter que les maxima enregistrés dans les différentes stations ne présentent pas de corrélation, quand bien même celles-ci sont situées dans un rayon de quelques km seulement. Toutes ces valeurs sont par ailleurs nettement inférieures à la valeur limite d'immission fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public (12'000 Bq/l pour le ^3H).

Tableau 2:

Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2011.

Lieu	Valeur min/ max	Médiane
	(Bq/l)	(Bq/l)
Niederruntigen * (environs KKM)	< 2 - 2.9	-
Niedergösgen * (environs KKG)	< 2 - 2.4	-
Full (environs KKL) *	< 2 - 3.5	-
Beznau (environs KKB) **	2.9 - 19.8	6.40
PSI **	< 1.1 - 35.0	3.90
ZWILAG **	< 1.1 - 18.9	2.40

* mesures OFSP / ** mesures PSI

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}C . Les mesures de ce radionucléide dans les feuillages, poursuivies depuis de nombreuses années par l'université de Bern, ont ainsi mis en évidence en 2011 une augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 88 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques μSv .

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.

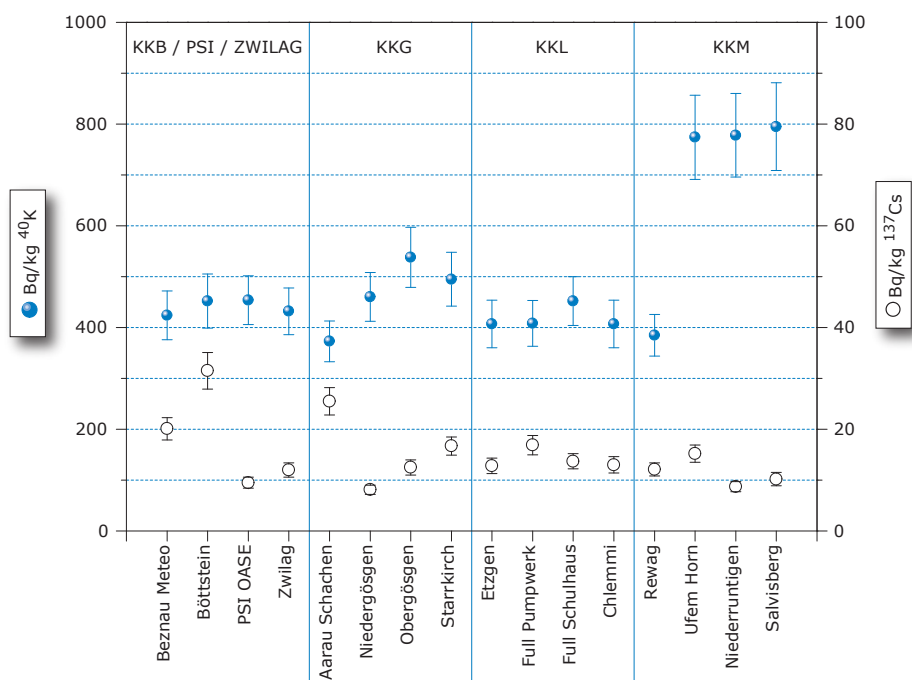


Figure 3:

^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2 mm) analysés par l'OFSP en 2011 (couche 0 - 5 cm).

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 2011 enregistrés pour les échantillons de sol et de plantes prélevés au voisinage des installations nucléaires montrent à nouveau que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que la radioactivité d'origine artificielle (^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am) provient principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl. La figure 3 présente à titre d'exemple la contamination rémanente en ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires en 2011.

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 montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Notons ainsi qu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence en dehors du ^{137}Cs .

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les aliments, coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux, n'ont pas révélé de marquage 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 ont confirmé ce constat, puisqu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été décelé dans ces échantillons. Les résultats des mesures de ^{90}Sr effectuées par l'Institut de Radiophysique dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ne se distinguent pas de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse.

Mesures dans le milieu aquatique

Les analyses des échantillons mensuels des eaux de l'Aar et du Rhin, effectuées par l'EAWAG, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets liquides des centrales nucléaires, principalement le ^{58}Co , le ^{60}Co ainsi que le ^{54}Mn provenant de Mühleberg. Les rejets les plus importants ont eu lieu aux mois d'août et septembre, pendant la période de révision. C'est aussi durant ces mois que les concentrations maximales ont été enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Hagneck/BE en aval de KKM.

La réduction significative des rejets en ^{58}Co et ^{60}Co par la centrale de Beznau au cours des dernières années (l'activité en ^{58}Co , dont Beznau était la principale productrice, rejetée par l'ensemble des centrales nucléaires dans le milieu aquatique a chuté d'un facteur 100 entre 2001 et 2011) s'est traduite par une diminution significative des concentrations enregistrées dans les échantillons d'eaux. Ainsi, en 2011, les activités du ^{60}Co , ^{58}Co et du ^{54}Mn enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Klingnau/AG (en aval de KKB), ainsi que dans celles du Rhin, prélevées à Pratteln/BL étaient toutes inférieures à la limite de détection.

Le ^{137}Cs , également présent dans les échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, est essentiellement dû à la remobilisation des dépôts de Tchernobyl; il n'existe ainsi pas de corrélation, pour cet isotope, entre les activités rejetées par les centrales et les valeurs mesurées dans les eaux.

Les concentrations mensuelles en ^3H enregistrées en 2011 dans les eaux de l'Aar à Brugg/AG ainsi que celles du Rhin prélevées près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2 Bq/l à l'exception de la période avril-juin, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (voir Figure 4) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

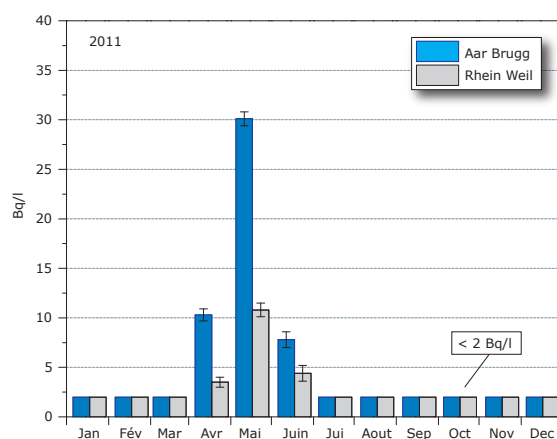


Figure 4: Suivi du tritium dans les échantillons mensuels d'eau de l'Aar à Brugg/AG et du Rhin prélevés à Weil/D en 2011.

Dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck, les radionucléides tels que le ^{54}Mn , le ^{58}Co et le ^{60}Co ainsi que le ^{137}Cs sont clairement mesurables. Du ^{65}Zn a également été décelé en août et septembre, durant la période de révision. Si le ^{137}Cs se retrouve également dans tous les échantillons de sédiment de l'Aar, prélevés à Klingnau, et du Rhin, prélevés à Pratteln, le

^{54}Mn et le ^{60}Co n'y sont présents que sous forme de traces sporadiques. Les activités du ^{58}Co et du ^{65}Zn sont par ailleurs toujours restées inférieures aux limites de détection dans ces échantillons.

Des traces de ^{60}Co , ^{54}Mn et de ^{137}Cs ont également été mises en évidence dans des échantillons de mousse prélevés fin juin dans l'Aar, en aval de Mühleberg. Dans les échantillons de mousses prélevées à Klingnau après la période de révision, seuls du ^{60}Co et du ^{137}Cs ont pu être décelés. Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar en aval de KKM, KKG et KKB en 2011 n'ont en revanche pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

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). Les échantillons sont ensuite envoyés tous les 2-3 mois à l'IRA qui a été mandaté par l'OFSP pour effectuer les mesures de la radioactivité. 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 2011. Les résultats montrent en effet que les activités du ^{60}Co , ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs sont restées inférieures aux limites de détection de 0.3 à 1.5 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Si les teneurs en tritium dans la chambre de contrôle sont restées faibles dans tous les échantillons (valeur maximale de 11 Bq/l; valeur moyenne annuelle de 8 Bq/l), des valeurs plus élevées ont été enregistrées dans les échantillons du bassin de contrôle en février et mars puis à nouveau en octobre et novembre 2011 (valeur maximale de 100 Bq/l enregistrée en novembre; valeur moyenne annuelle de 32 Bq/l). Bien que la concentration maximale enregistrée soit plus de 100 fois inférieure à la valeur limite d'immission fixée dans l'ORaP à 12'000 Bq/l pour le tritium dans les eaux accessibles au public, un suivi plus rapproché sera mis en place dès 2012 afin de s'assurer que les concentrations en tritium n'augmentent pas davantage.

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 5-7 mBq/l.

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement est resté faible en 2011. 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 au cours de l'année sous revue.

Les doses résultant du fonctionnement des centrales nucléaires pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires. 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 centrales nucléaires n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an et s'est situé en 2011, 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.

Les calculs de dose effectués de manière indépendante par le PSI et les autorités ont montré que les doses pour la population avoisinante générées par le centre de recherche n'avaient pas dépassé 5% de la valeur directrice liée à la source fixée à 0.15 mSv/an pour l'ensemble du site PSI/ZWILAG. La contribution à la dose attribuable au ZWILAG s'est quant à elle élevée à 0.05 mSv pour l'année.

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.

8.7 Environnement du CERN (mesures OFSP)

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller, P. Steinmann
Section Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP, 3003 BERN

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

Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par l'Unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement du CERN, l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) met en œuvre, de manière indépendante, un programme de surveillance de la radioactivité et des doses de rayonnements au voisinage du centre de recherche. L'ensemble des mesures effectuées par l'OFSP en 2011 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, les activités maximales enregistrées sont restées nettement inférieures aux limites suisses et leur impact radiologique peut être considéré comme très faible.

Programme de surveillance de l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN de manière indépendante par les mesures suivantes (territoire suisse uniquement, à l'exception de la dosimétrie d'ambiance):

- Dosimétrie d'ambiance du rayonnement gamma ainsi que des neutrons sur une base trimestrielle (13 dosimètres à thermoluminescence – TLD- évalués par l'IRA) et mesures instantanées de l'équivalent de dose ambiant effectuées par l'OFSP sur 9 sites limitrophes du CERN et 9 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, mesure du tritium par l'OFSP).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) et végétaux ainsi que certains produits locaux (comme le ^3H dans le vin).

Programme spécifique «LHC»

Le grand collisionneur à hadrons (Large Hadron Collider- LHC) est en fonction depuis fin 2009 et les expériences de collision de faisceaux de protons au sein du LHC ont été poursuivies en 2011. Des mesures de surveillance complémentaires focalisées au voisinage des puits d'aération du LHC, ont donc été mises en œuvre par l'OFSP, côté suisse, afin d'évaluer l'impact éventuel du LHC sur l'environnement et la population avoisinante.

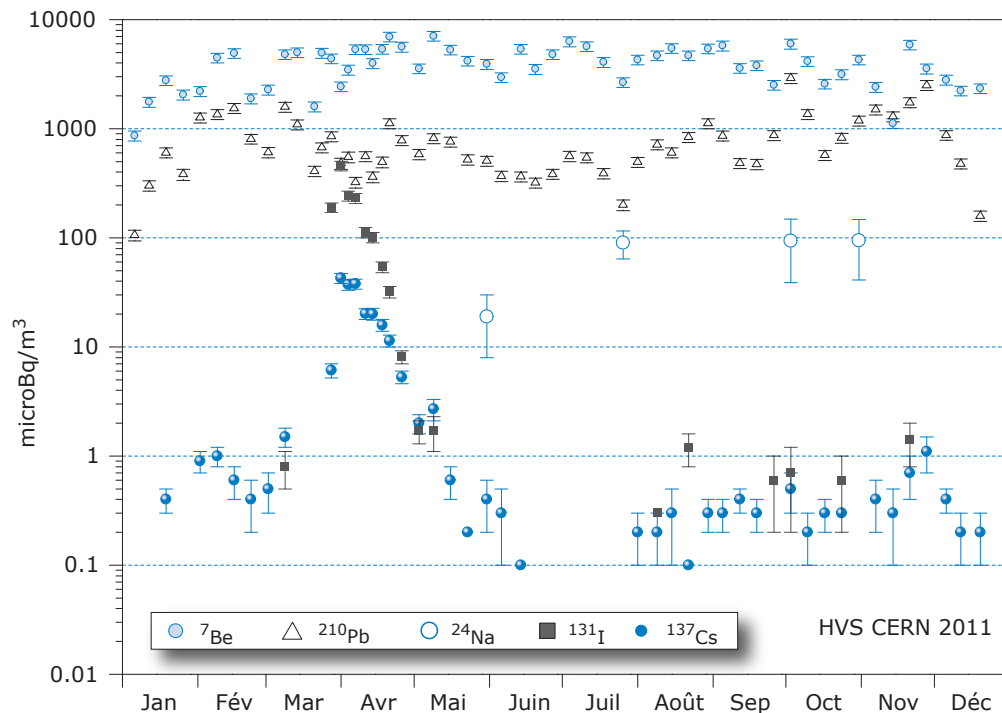


Figure 2:

Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2011.

Mesures de l'exposition ambiante

Les emplacements des TLD, destinés au contrôle de l'exposition ambiante au voisinage du CERN, ont été revus en 2006 déjà afin de pouvoir tenir compte de l'impact éventuel du LHC après sa mise en fonction. Treize sites ont été surveillés en 2011, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français). Par ailleurs, en plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée.

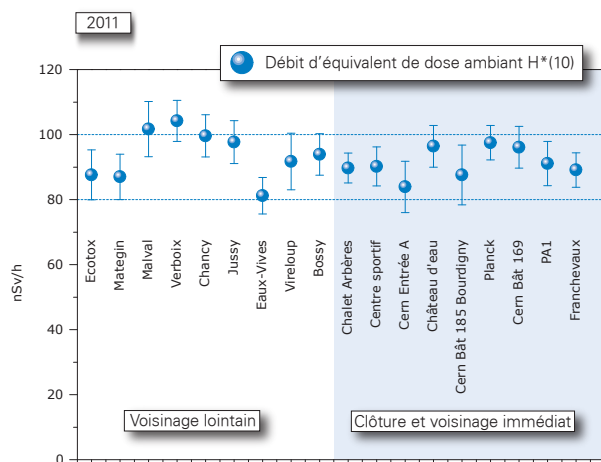


Figure 1:

Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2011 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP, n'ont pas signalé de valeur indicative d'un impact notable des installations du CERN pour les emplacements situés à l'extérieur de la clôture. En effet, pour les 8 sites concernés, les équivalents de dose ambiants correspondent à ceux de l'irradiation naturelle (0.01 à 0.02 mSv par trimestre pour les neutrons et environ 0.2 mSv par trimestre pour les gammas). En revanche, comme les années précédentes, des doses de neutrons plus élevées (jusqu'à 0.91 mSv par trimestre) ont parfois été enregistrées aux 2 emplacements proches du synchrotron à protons et de l'installation Isolde sur le site de Meyrin.

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en automne 2011 sur 9 sites du voisinage proche du CERN et 9 sites distants ont confirmé ce constat. Les valeurs du débit d'équivalent de dose ambiant ($H^*(10)$) dû au rayonnement gamma se sont ainsi échelonnées entre 81 et 104 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes: 92 ± 5 nSv/h; moyenne des sites distants 94 ± 8 nSv/h).

Mesures dans le milieu atmosphérique

La station de mesure du réseau RADAIR située au CERN et mesurant en continu la radioactivité alpha et bêta des aérosols (voir Chap. 4.2) n'a pas signalé d'anomalie en 2011. Depuis 2007, un moniteur d'iode est également installé sur le site du CERN, pour la surveillance de l' ^{131}I gazeux. Aucune valeur supérieure à la limite de détection de 0.1 Bq/m^3 n'y a été enregistrée.

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols à haut débit (HVS) du CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que ^7Be et ^{210}Pb (cf figure 2). Le cas du ^7Be est toutefois particulier de par sa double origine: naturelle et anthropogénique (production dans les tunnels du CERN). Le tableau 1 montre que les concentrations de ^7Be mesurées en 2011 dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se sont toutefois pas notablement distinguées de celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence. Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, ont été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre 0.1 et $1 \mu\text{Bq/m}^3$).

En ce qui concerne les radioéléments d'origine artificielle, l'année 2011 fut particulière en raison de l'accident de Fukushima (voir Chapitre 4.1), dont les retombées radioactives (essentiellement du ^{131}I ainsi que du ^{134}Cs et du ^{137}Cs) ont pu être détectées dans l'air en Suisse dès la fin mars et jusqu'à fin mai environ. En dehors de cette période, des traces de ^{137}Cs provenant de la remise en suspension des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl ont également été détectées à plusieurs reprises, mais les activités n'ont pas dépassé $1.5 \pm 0.3 \mu\text{Bq/m}^3$.

Les seuls radioisotopes attribuables aux activités du CERN sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols sont le ^{24}Na et le ^{131}I (valeurs comprises entre 19 et $90 \mu\text{Bq/m}^3$ ¹ et entre 0.6 et $1.4 \mu\text{Bq/m}^3$ ² respectivement). Ces radionucléides, d'une demi-vie de 15 h pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche (l' ^{131}I est uniquement produit par l'installation ISOLDE).

1 Ces activités sont reportées à la date de référence correspondant au début de la période de collection; jusqu'en 2010, la date de référence correspondait à la date de fin de la période de collection, les activités pour les courtes périodes étaient sensiblement sous-estimées. A titre de comparaison, si l'on choisit la date de fin de collecte comme date de référence pour l'année 2011, les concentrations en ^{24}Na s'échelonnent alors entre 1 et $10 \mu\text{Bq/m}^3$.

2 Les concentrations mentionnées ici sont celles attribuables aux activités du CERN uniquement. La concentration maximale en ^{131}I enregistrée en 2011 dans les filtres aérosols du site de Meyrin à la suite de l'accident de Fukushima a atteint $456 \mu\text{Bq/m}^3$ entre le 28.03 et le 01.04.2011.

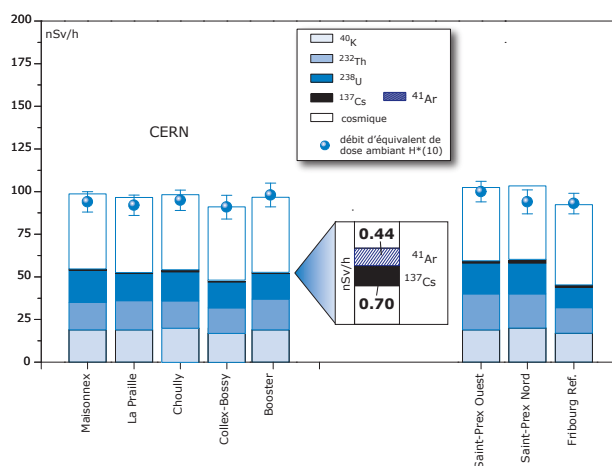


Figure 3:

Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2011, et comparaison avec les résultats obtenus à St-Prex/VD ainsi qu'à Fribourg.

Notons encore que l'impact radiologique de ces traces de ^{24}Na et de ^{131}I est tout à fait négligeable, puisque les concentrations les plus élevées enregistrées en 2011 pour ces radionucléides ne représentent qu'environ 0.00009% (pour le ^{24}Na) et 0.00005% (pour le ^{131}I) des limites d'immissions suisses. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite des méthodes extrêmement sensibles, comme celles mises en œuvre par l'OFSP.

Tableau 1:

Concentrations du ^7Be mesurées en 2011 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les stations situées hors influence.

Station de collection à haut débit	Valeur min/max	Moyenne
	(mBq/m^3)	(mBq/m^3)
CERN (Meyrin/GE)	1.1 – 7.1	4.0
Oberschrot/FR	1.6 – 8.2	4.0
Klingnau/AG	1.1 – 6.9	3.4
Güttingen/TG	1.0 – 7.2	4.0
Monte Ceneri/TI	1.8 – 8.2	4.5

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 2011 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN en dehors de l'enceinte du centre de recherche: la figure 3 montre en effet que les valeurs mesurées au voisi-

nage du centre de recherche sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tels que St-Prex/VD ou Fribourg (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1). Les résultats de la mesure effectuée à Maisonnex, à proximité d'un point principal d'évacuation de l'air (PA1) du LHC, ne révèlent par ailleurs aucun impact notable du fonctionnement du collisionneur en termes d'exposition ambiante ou de production de radionucléides. Des traces d' ^{41}Ar ont en revanche pu être détectées sur le spectre in situ enregistré à la Rue Booster, située à l'intérieur de la clôture du site de Meyrin. La concentration de ce radioisotope de très courte période (1.8 h) dans l'air environnant a pu être évaluée à 1.3 Bq/m^3 , soit environ 0.8 % de la valeur limite d'immissions définie pour cet isotope dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP).

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.

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. Les concentrations en tritium dans ces échantillons étaient par ailleurs toutes inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l . La valeur maximale enregistrée pour le tritium dans les échantillons mensuels d'eau du Nant d'Avril s'est élevée à $3.4 \pm 0.6 \text{ Bq/l}$.

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. Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de ce programme pour la période novembre 2010 à octobre 2011 a fait l'objet d'un rapport spécifique³.

En dehors du ^{40}K et des isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), 3 radioisotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau prélevés dans le Nant d'Avril.

Les activités maximales sont celles du ^7Be (maximum de $0.86 \pm 0.04 \text{ Bq/l}$), avec une moyenne de 0.21 Bq/l lorsque l'isotope est présent. L'échantillonnage des eaux ayant été réalisé en fonction du débit, il est possible d'estimer le flux d'un isotope en multipliant les débits (exprimés en $\text{m}^3/\text{période}$) par l'activité spécifique du radionucléide. Le flux annuel estimé de ^7Be pour la période 2010 - 2011 est ainsi de $1'030 \text{ MBq}$ au minimum et de $1'220 \text{ MBq}$ au maximum et se situe en-dessous de la moyenne des périodes de mesure précédentes. Ces valeurs de flux pour la période 2010-2011 sont toutefois approximatives car les données concernant le débit du Nant d'Avril sont entachées d'une erreur, due à la présence d'un écoulement situé sous la dalle en béton qui recouvre le fond du lit de la rivière.

Le deuxième radionucléide mis en évidence dans les eaux du Nant d'Avril est le ^{137}Cs (maximum de 12 mBq/l). Ce radionucléide a été détecté exclusivement sur les particules (mesuré sur les filtres), ce qui montre qu'il est fortement associé à celles-ci, malgré une acidification de l'échantillon. Le ^{137}Cs provient de l'érosion des sols, qui entraîne des particules contaminées par les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère (maximum des retombées en 1963 - 1964) et la catastrophe de Tchernobyl (1986).

Le troisième radionucléide est le ^{22}Na , détecté dans 6 échantillons bimensuels, avec une valeur maximale de 15 mBq/l . Très peu de données récentes sont disponibles sur les flux naturels de ^{22}Na . Comme le ^7Be , du ^{22}Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique. Tokuyama et al.⁴ mesurent au Japon un flux atmosphérique de ^{22}Na de 4 ordres de grandeur inférieurs à celui du ^7Be , alors que les activités mesurées dans le Nant d'Avril ne sont inférieures que de 2 ordres de grandeur. Ce radionucléide provient donc très probablement des activités du CERN. L'activité maximale du ^{22}Na mesurée dans les eaux du Nant d'Avril en 2011 ne représente toutefois que 0.025 % de la limite d'immissions fixée par la législation suisse (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de ^7Be et de ^{137}Cs dans tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 2 et se situent dans la moyenne inférieure des périodes de mesure précédentes. Notons encore que depuis la période 2004 - 2005, aucune trace de ^{54}Mn , de ^{65}Zn ou des isotopes de cobalt (^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co) n'a plus été détectée dans les sédiments du Nant d'Avril.

³ J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus et K. Loizeau, Rapport N°12 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2010 - Octobre 2011; Institut F.-A. Forel (Décembre 2011).

⁴ H. Tokuyama and S. Igarashi; Seasonal Variation in the Environmental Background Level of Cosmic-Ray-Produces ^{22}Na at Fukui City, Japan. J. Environ. Radioactivity 38:147-161 (1998).

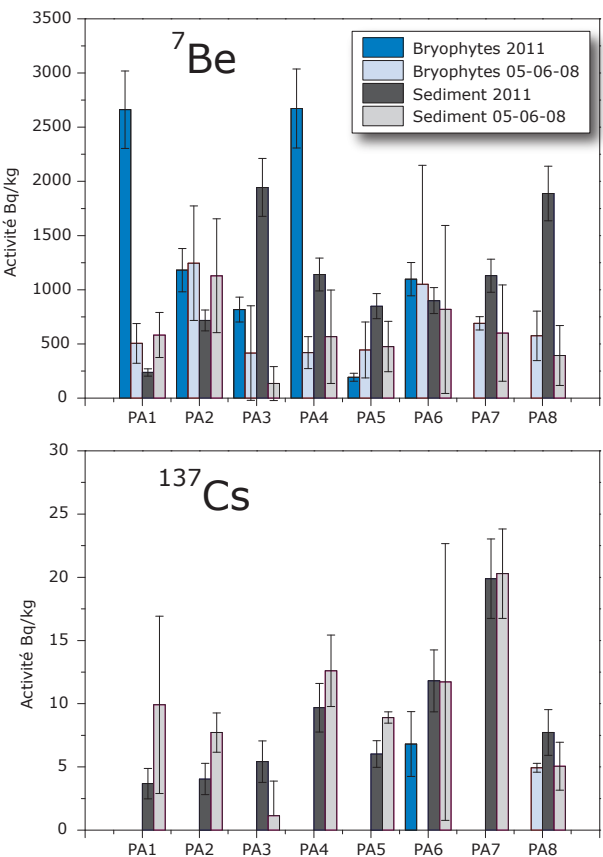


Figure 4: Activités du ⁷Be et du ¹³⁷Cs dans les bryophytes et les sédiments aux points de rejet du LHC (PA1 à PA8). Les valeurs 05-06-08 correspondent aux moyennes des résultats des campagnes de mesures effectuées au cours des périodes témoins 2005-2006-2008.

Afin de mettre en évidence d'éventuelles augmentations des immissions radioactives dans le milieu aquatique dues au fonctionnement du LHC, des sédiments et des bryophytes ont par ailleurs été prélevés une fois au cours de l'année aux 8 principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par l'Institut Forel. Les activités mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées entre 237 et 1'944 Bq/kg pour le ⁷Be et entre 3.7 et 19.9 Bq/kg pour le ¹³⁷Cs. Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en ⁷Be variant entre 192 et 2'673 Bq/kg et entre < 2 et 6.8 Bq/kg pour le ¹³⁷Cs. La comparaison de ces résultats avec ceux des années précédentes, alors que le LHC n'était pas en fonction (programme point zéro LHC), n'a pas révélé la présence de nouveaux radioisotopes. La figure 4 montre que les activités spécifiques de ⁷Be dans les bryophytes prélevés aux points de rejet PA1 et PA4 ainsi que celles des sédiments prélevés aux points PA3 et PA8 sont significativement plus élevées que celles enregistrées sur les mêmes sites lors des périodes témoins; elles restent toutefois dans des gammes de valeurs déjà observées dans le Nant d'Avril.

Tableau 2: Résumé des résultats des mesures effectuées par l'Institut F.-A. Forel dans les sédiments du Nant d'Avril durant la période novembre 2010 à octobre 2011 (12 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
⁷ Be	46 - 2'985	548	216
¹³⁷ Cs	1.1 - 14.8	5.2	3.2

Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec l'institut F.-A. Forel, a confirmé que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est resté très faible en 2011.

A l'image des examens in situ de la figure 3, l'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La détection de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN (²⁴Na, ⁴¹Ar, ¹³¹I dans l'air ou ²²Na dans l'eau) n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesure d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radioisotopes artificiels provenant des activités du CERN sont en effet nettement inférieures aux limites suisses légales.

8.8

Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

P. Vojtyla et F. Malacrida

CERN

Organisation européenne pour la recherche nucléaire

Unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement (HSE)

1211 Genève 23

Résumé

Les résultats du programme de surveillance du CERN combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a respecté la valeur directrice de 0.3 mSv/a pour l'année 2011. La dose effective délivrée aux membres du public Suisse a été inférieure à 0.013 mSv, soit < 5% de la valeur directrice. Les valeurs de concentrations de radionucléides dans tous échantillons environnementaux sont restées inférieures à 0.3 % des limites applicables. De fait, l'impact écologique du CERN a été négligeable.

Le CERN

Le CERN, l'Organisation européenne pour la recherche nucléaire, est l'un des plus grands et des plus prestigieux laboratoires scientifiques du monde. Il a pour vocation la physique fondamentale, la découverte des constituants et des lois de l'Univers. Il utilise des instruments scientifiques complexes pour sonder les constituants ultimes de la matière: les particules fondamentales. En étudiant ce qui se passe lorsque ces particules entrent en collision, les physiciens appréhendent les lois de la Nature. Les instruments qu'utilise le CERN sont des accélérateurs et des détecteurs de particules.

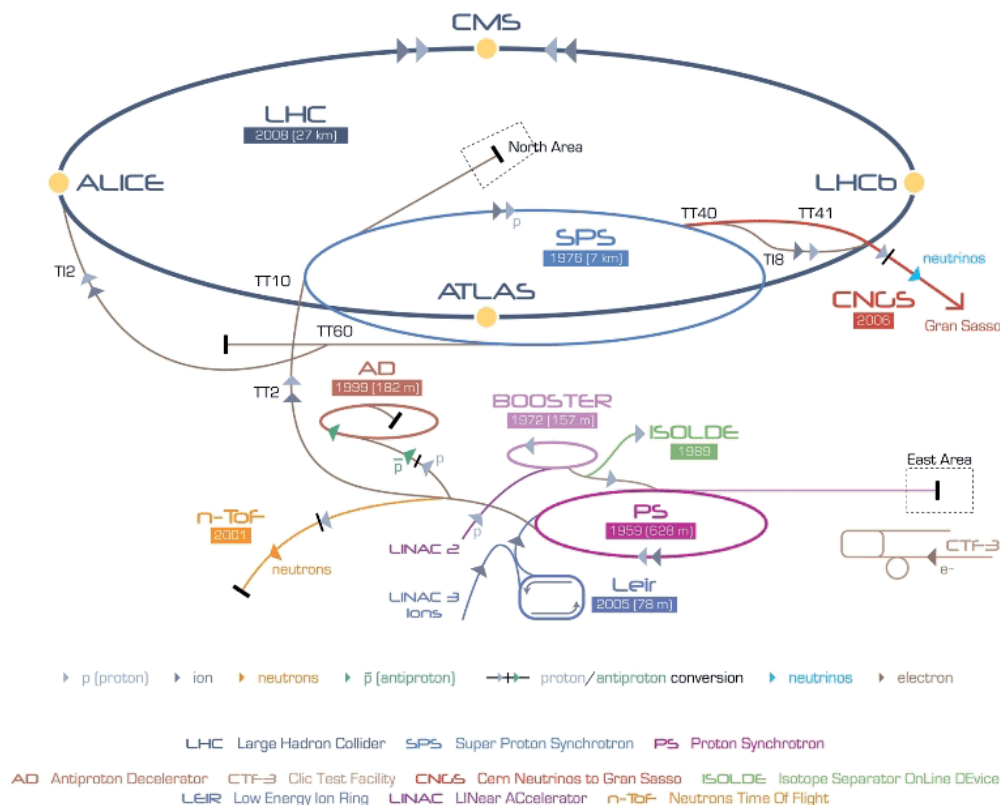


Figure 1:
Le complexe des accélérateurs du CERN (voir Glossaire).

Les accélérateurs portent des faisceaux de particules à des énergies élevées pour les faire entrer en collision avec d'autres faisceaux ou avec des cibles fixes. Les détecteurs, eux, observent et enregistrent le résultat de ces collisions.

Plusieurs accélérateurs sont situés sur site CERN ainsi que sous terre le long de la frontière franco-suisse, au nord-ouest de Genève. Les particules y sont accélérées puis transférées, via des tunnels, à des accélérateurs de plus hautes énergies ou à des zones expérimentales. Ce qui suit présente les installations susceptibles de générer un impact radiologique sur l'environnement. Pour l'année 2011, la configuration était la suivante (voir Figure 1): le LINAC 2, situé en surface du site de Meyrin, prépare le faisceau pour le Proton Synchrotron Booster (PSB, surface, site de Meyrin), qui fournit l'expérience ISOLDE et le Proton Synchrotron (PS, surface, site de Meyrin). Le PS fournit du faisceau à trois zones expérimentales aussi situées sur le site de Meyrin, soit n-TOF, AD et East Hall. Il sert aussi d'injecteur au Super Proton Synchrotron (SPS), dont la majeure partie se situe en sous-sol côté France. Les protons accélérés par le SPS peuvent atteindre des énergies de 450 GeV et la majorité d'entre eux alimentent l'installation CNGS et les

zones expérimentales du site CERN de Préveessin (Zone Nord) en France. Une fraction de ces protons est injectée dans les deux anneaux de stockage aux sens de rotation opposés du Large Hadron Collider (LHC). Les particules y atteignent une énergie de 3.5 TeV et circulent pendant plusieurs heures, durant lesquelles elles entrent en collision. Ces points de collision se situent aux milieux de quatre grands détecteurs : ATLAS, ALICE, CMS et LHC-b. Le LHC et ses détecteurs se situent profondément sous terre, majoritairement en France. Pour un complément d'information, se référer au site web du CERN www.cern.ch.

Aspects environnementaux

L'interaction de particules de hautes énergies avec la matière génère des radiations ionisantes et produit des nucléides instables, c'est-à-dire radioactifs. Ces interactions se produisent lorsque les particules en percutent d'autres ou percutent des cibles fixes, ainsi que lors d'accéléérations, d'extractions et de collimations des faisceaux. Les accélérateurs sont blindés et les plus puissants d'entre eux sont situés profondément sous terre, de telle manière à

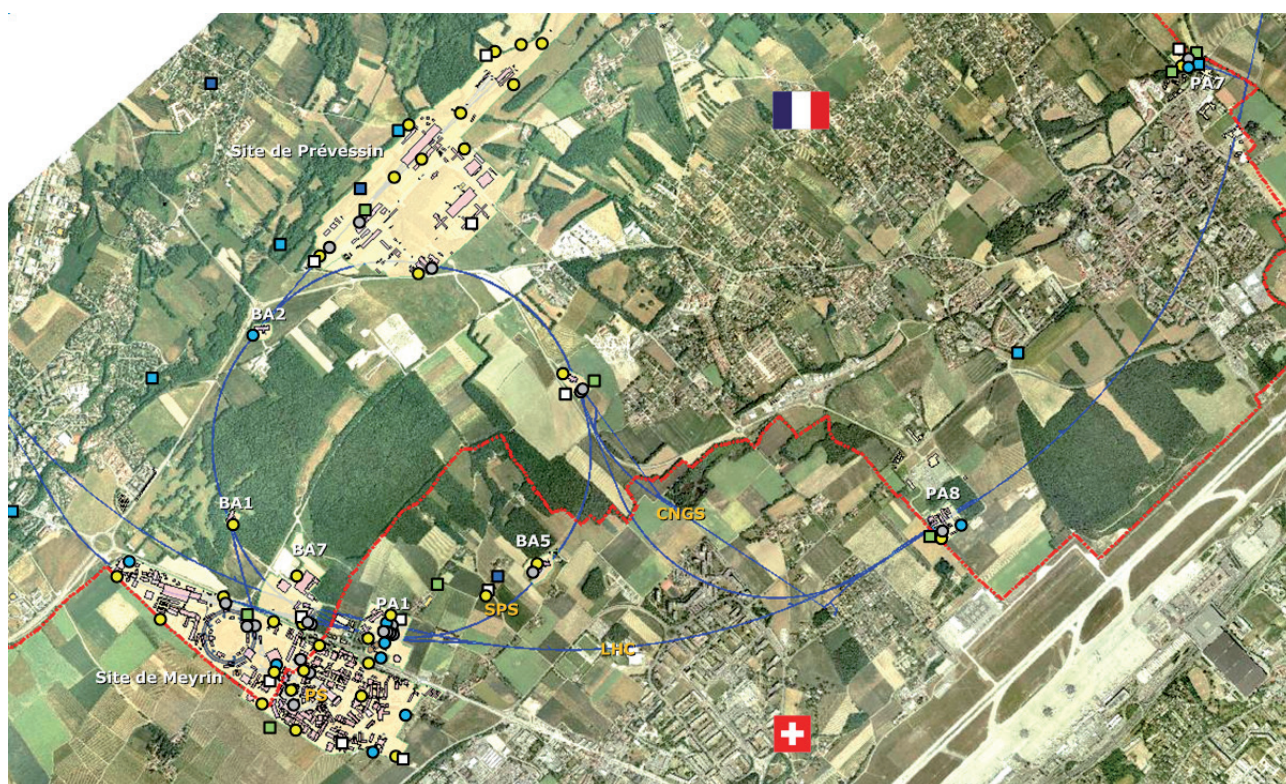


Figure 2: Région frontalière franco-suisse : sites de Meyrin et de Préveessin du CERN, implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS), de l'installation CERN Neutrinos to Gran Sasso (CNGS) et du Grand collisionneur d'hadrons (LHC), situation des stations de surveillance et lieux d'échantillonnage qui concernent le territoire suisse. Certains points qui concerne le territoire français sont hors-carte, ainsi que les points de collecte des échantillons de l'Allondon et de l'eau de fontaine provenant des nappes phréatiques à Bourdigney.

ce que seule une fraction infime des rayonnements traverse ces protections ; ce type de rayonnement est nommé rayonnement diffusé. Les tunnels des accélérateurs et les zones expérimentales nécessitent d'être ventilés et une fraction de la radioactivité produite dans l'air peut être émise dans l'atmosphère par le biais de cheminées. De manière similaire, l'eau de refroidissement des systèmes ainsi que l'eau d'infiltration des tunnels souterrains doivent être évacuées. Ces effluents peuvent contenir des substances radioactives. Les rayonnements diffusés, les rejets gazeux et les effluents sont surveillés en continu (voir ci-dessous).

En termes d'impact environnemental, le risque radiologique induit par des installations mettant en jeu des accélérateurs est très faible. Maintenir un faisceau de particules en orbite requière une instrumentation parfaitement ajustée et la moindre dérive, un événement normal et récurrent, engendre des pertes concertées de faisceau. Ces écarts sont immédiatement détectés et, en fonction de leur amplitude, peuvent conduire à un arrêt automatique quasi instantané des machines. Les radionucléides produits sont des émetteurs gamma et beta de relativement courtes demi-vies et de faible radiotoxicité. Une contamination à long terme de l'environnement est donc impossible. Pour plus d'information, se référer au site: <http://environmental-impact.web.cern.ch/environmental-impact/fr/Radiation/Radiation-fr.html>

Programme de surveillance

Le CERN, en tant que responsable de ses installations, se doit de réaliser son propre programme de surveillance environnemental, qui est élaboré en fonction des sources d'émission avérées et potentielles. Des stations de surveillance des rayonnements diffusés se situent aux lieux où ces rayonnements ont pu être observés ou prédits. Chaque station est équipée d'une chambre d'ionisation dédiée à la mesure en continu des photons et des particules chargées et pénétrantes, comme les muons, ainsi que d'un moniteur à neutrons. En 2011, 41 stations de ce type étaient en opération. Les positions des stations des sites CERN sont identifiées en Figure 2 par des points jaunes. Les points d'extraction d'air pouvant émettre des substances radioactives sont équipés de stations de surveillance qui mesurent en continu les radionucléides gazeux à demi-vie courte et échantillonnent les aérosols sur des filtres périodiquement analysés en laboratoire. En 2011, 30 stations étaient en opération ; les positions des stations sont identifiées en Figure 2

par des points gris. De manière similaire, les points de rejet d'eaux claires sont équipés de stations de surveillance de l'eau (15 stations en 2011). Ces stations mesurent en continu les radionucléides de demi-vie courte et collectent des échantillons d'eau analysés périodiquement en laboratoire (points bleus, Figure 2).

Les niveaux de rayonnements diffusés mesurés, le bilan des rejets vers l'atmosphère et les cours d'eau sont utilisés pour quantifier l'impact dosimétrique, par le biais de modèles environnementaux et radiologiques largement reconnus [1, 2]. Un mécanisme de contrôle supplémentaire consiste en la surveillance des immissions, un processus impliquant la collecte d'échantillons environnementaux et leur analyse en laboratoire. Les résultats doivent corréler avec les prédictions, confirmant ainsi qu'aucun rejet incontrôlé n'a pu être effectué et que les modèles utilisés sont corrects. Cette surveillance implique un échantillonnage en continu des aérosols contenus dans l'air ambiant (12 stations, carrés blancs en Figure 2), des échantillons d'herbe (12 points d'échantillonnage, carrés verts en Figure 2), d'eau, de bryophytes (mousses) et de sédiments dans les cours d'eau (13 points, carrés bleus en Figure 2), de l'eau des nappes phréatiques (7 points, carrés bleus foncés en Figure 2), ainsi que des échantillons de produits d'agriculture locaux, tels que blé, graines de tournesol, asperges et vin.

Résultats 2011

Opération des accélérateurs en 2011

En 2011, tous les accélérateurs du CERN ont été en opération de février à début décembre. Les faisceaux du LHC ont été exploités tout au long de l'année à la moitié de l'énergie nominale, soit 2 x 3.5 TeV, sauf aux mois de novembre et décembre qui ont été dédiés aux faisceaux de faibles intensités constitués de protons et d'ions plomb. Environ 50% de l'intensité nominale a été atteinte, ce qui constitue une progression notable par rapport à 2010. Seules quelques émissions de radionucléides gazeux de demi-vie courtes ont pu être mises en évidence aux sites LHC PA3 (Crozet, FR), PA5 (Cessy, FR) et PA7 (Collex-Bossy, CH, et Ferney-Voltaire, FR). Les quantités impliquées sont restées très largement inférieures aux limites légales. Ces rejets sont principalement attribuables à la collimation des faisceaux aux points 3 et 7 ainsi qu'aux arrêts des faisceaux au Point 6 (Versoix, FR) ; l'air de cette zone est rejeté aux points 5 et 7. Aucun autre impact du LHC n'a été détecté. En comparaison avec le nombre nominal, seul un

dixième des protons a été arrêté sur les collimateurs (2.9×10^{16}). Le nombre de protons arrêtés par les blocs absorbeurs a été de 7×10^{16} en 482 extractions ; ce chiffre est à comparer avec le nombre nominal de 1.2×10^{17} protons en 233 extractions par an. Ces chiffres expliquent pourquoi l'impact du LHC est encore plus faible que prévu.

Rayonnement diffusé

La Figure 3 présente la dose ambiante équivalente mesurée par les moniteurs de rayonnements diffusés qui concernent le territoire suisse. Les stations PMS122 et PMS123 sont situées le long de vignes, à la barrière sud du site CERN de Meyrin. Cette zone est inhabitée. La quasi-totalité de la dose neutronique mesurée par ces stations est due aux rayonnements diffusés provenant de la section d'extraction du faisceau du PS où des interactions localisées de faisceau avec les éléments de l'accélérateur surviennent.

Cette section du PS se situe proche de ces stations. Aucune valeur mesurée autour du site de Meyrin n'a excédé 10 % de la limite de dose annuelle [3, 5]. La valeur de dose équivalente ambiante enregistrée par la station de surveillance PMS163 est utilisée pour la détermination de la dose effective aux membres du public du groupe de référence du site de Meyrin.

Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère

Les rejets par les cheminées de substances radioactives dans l'atmosphère concernant le territoire suisse sont résumés au Tableau 1. Dû à la faible hauteur des cheminées ainsi qu'aux courtes demi-vies des radionucléides émis, l'impact, qui est minime, reste local. La sommation des rejets est donc dénuée de sens, car à chaque point de rejet correspond un groupe de référence propre. Les radionucléides se répartissent en quatre catégories :

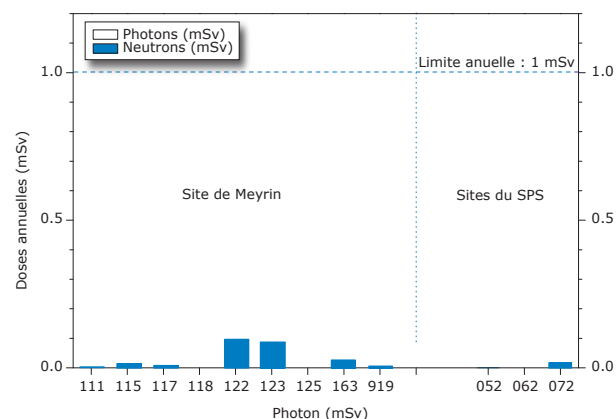


Figure 3: Doses ambiantes annuelles nettes enregistrées par les moniteurs de rayonnements diffusés (CERN, 2011).

les gaz radioactifs de demi-vie courtes ^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O , et ^{41}Ar ; le ^7Be ; l'activité beta total (majoritairement ^{32}P , ^{33}P) et le tritium (^3H). Les valeurs tritium sont surestimées car elles dérivent d'une méthode d'évaluation très conservatrice. L'impact radiologique du tritium est cependant négligeable (voir plus loin). Les valeurs d'émissions en iode (^{124}I , ^{126}I , et ^{131}I) ainsi qu'en émetteurs alpha de demi-vie courte (^{212}Pb) provenant de l'installation ISOLDE ne figurent pas dans le Tableau 1 : 2.0 MBq d'iode radioactif et 16 kBq de ^{212}Pb . Aucun émetteur alpha de demi-vie longue n'a été émis par l'installation.

Rejets de substances radioactives dans les cours d'eau

Les effluents du CERN sont rejetés dans plusieurs cours d'eaux qui rejoignent finalement le bassin du lac Léman ou le Rhône. Cependant, l'impact des rejets dans chaque cours d'eau doit être déterminé spécifiquement, car les membres du public ne peuvent être exposés aux immissions de plusieurs cours d'eau à un moment donné. Les radionucléides rejetés se répartissent en deux catégories : (a) le tritium sous forme aqueuse (HTO) et (b) l'activité beta total imputable en grande majorité au ^{22}Na . Le Tableau 2 présente les rejets de 2011, mais seulement pour les points de rejet où des radionucléides en concentrations supérieures aux limites de détection ont été mesurés. L'impact ne peut être dérivé de l'addition des rejets totaux dans les cours d'eau car, en règle générale, les différents groupes de population sont exposés de manières distinctes. La dose résultante est négligeable. En 2011, aucun membre du public n'a pu recevoir une dose supérieure à 0.00003 mSv par le biais des rejets de substances radioactives provenant des sites CERN dans les cours d'eau (<0.01% de la limite).

Surveillance des immissions

Comme pour les laboratoires suisses, les immissions provenant de l'accident de Fukushima ont pu être observées. Les activités spécifiques mesurées ont été cohérentes avec les valeurs mesurées dans le reste du pays. Le rôle du laboratoire environnemental du CERN étant de surveiller l'impact des installations de l'Organisation, les immissions imputables à cet accident ne sont pas reportées ici.

Le Béryllium-7 est un radioélément faiblement radiotoxique, produit dans l'air par les particules de hautes énergies. Il possède une grande affinité aux aérosols, ce qui permet de l'utiliser comme marqueur de rejets dans l'atmosphère de particules radioactives en suspension dans l'air provenant des accélérateurs (voir Tableau 1). Cependant, ce radioélément est également produit naturellement par les rayonnements cosmiques en atmosphère. Aux

Tableau 1:

Radioactivité du CERN rejetée dans l'air en 2011.

Origine du rejet	Station	Air rejeté	$^{11}\text{C}, ^{13}\text{N}, ^{14}\text{O}, ^{15}\text{O}, ^{41}\text{Ar}$	^7Be aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		10^6 m^3	TBq	MBq	MBq	GBq
Anneau principal PS	PMV174	280	16.3	501	19	8.4
PS BOOSTER	PMV175	239	3.7	509	14	1.1
TT10 injection PS-SPS	PMV11	309	7.6	163	5.4	13.4
Ventilation SPS, BA5	PMV51	405	0.7	0.09	<0.001	5.9
HIRADMAT	PMV70	35	<0.001	< DL	< DL	< DL
ISOLDE	PMV170	94	9.4	7	0.4	6.9
n-TOF	PMV171	15	5.1	0.1	0.01	2.6
TT60 extr. SPS-Ouest1)	PMV172	80	< DL	< DL	< DL	< DL
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	69	0.4	< DL	< DL	48
TI2 transfert, SPS-LHC	PMV200	135	0.05	< DL	< DL	< DL
LHC PA1	PMV901	472	< DL	< DL	< DL	< DL
LHC PA1, ATLAS	PMV911-14	608	< DL	< DL	< DL	< DL
LHC PA8, LHC-b	PMV982	368	< DL	< DL	< DL	< DL
LHC PA7, collimateurs	PMV907	653	1.2	< DL	< DL	< DL

1) pas de faisceau dans le tunnel

Tableau 2:

Radioactivité du CERN rejetée dans l'eau en 2011.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	Rejeté dans:
		10^6 m^3	GBq	MBq	
Site de Préveessin, SPS	PMW21	0.20	9.7	28.2	Le Lion (F)
Refroidissement du SPS	PMW62	0.15	0.26	2.3	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	0.96	0.70	3.9	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.10	0.12	0.03	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Ouest	PMW103	0.49	0.47	25.3	Le Lion (F)
AD infiltration	PMW104	0.03	0.02	4.0	STEP ²⁾
Site SPS BA6 + site LHC PA1	PMW910	1.75	2.4	25.3	Nant d'Avril (CH)
CNGS, rejet par le site du LHC PA8	PMW980	0.002	0.34	0.09	Le Nant (F)

2) Station d'épuration d'eau Bois-de-Bay à Satigny/GE.

latitudes moyennes, la concentration en ^7Be dans l'air varie au cours de l'année, avec des maximums en début d'été et en été, lorsque la tropopause, une couche se situant entre la troposphère et la stratosphère, se rompt. L'air provenant de la stratosphère, riche en radioéléments produits par rayonnements cosmiques, est alors injecté dans la troposphère. Les pluies influencent aussi la concentration naturelle en ^7Be , car elles précipitent les aérosols en suspension dans l'air. La Figure 4 montre la concentration de ^7Be dans l'air ambiant collecté dans deux types de stations: (a) des stations situées autour du CERN pouvant capter des rejets d'accélérateurs et (b) des stations de référence éloignées (PSA951) voire très éloignées des accélérateurs (HVS Oberschrot/FR). Toutes les courbes suivent la même tendance, prouvant ainsi que la majeure partie de

l'activité en ^7Be mesurée est d'origine naturelle. La possible contribution provenant des accélérateurs du CERN n'a en aucun cas excédé 0.9 mBq/m^3 , soit 0.0003% des limites d'immissions suisses [5]. La mesure de l'échantillonneur d'aérosols à haut volume PSA973 situé au LHC-PA7 a été suffisamment sensible pour détecter le ^{22}Na naturel, aussi produit par rayonnements cosmiques. Les quantités mesurées, soit $<0.002 \text{ mBq/m}^3$, correspondent à celles mesurées avant que le LHC ne soit en opération. Les mesures des filtres d'aérosols de la station de ventilation PMV907 n'ont pas mis de ^{22}Na en évidence.

Concernant l'environnement aquatique, seuls trois échantillons provenant de cours d'eau récepteurs des effluents du CERN ont présenté une concentration en tritium supérieure aux valeurs habituelles; deux échantillons d'eau proviennent de la rivière le Lion (FR), en aval du point de rejet PMW21 (comparer avec le Tableau 2), et un échantillon provient du ruisseau le Nant (FR). Dans le premier cas, les concentrations en tritium ont été respectivement de 3.1 ± 1.0 Bq/l et 3.5 ± 1.0 Bq/l, dans le second de 3.7 ± 1.0 Bq/l. Le tritium provient respectivement des zones expérimentales du site de Prévessin du CERN et de l'installation CNGS. La limite d'immission suisse pour le tritium dans l'eau est de 12'000 Bq/l [5]; la valeur la plus élevée ne représente donc que 0.03% de la limite [5]. Les bryophytes (mousses) sont d'excellent bioaccumulateurs de pollution; alors que la mesure de l'eau de rivière est une valeur instantanée, ces végétaux, qui peuvent être assimilés à des collecteurs, permettent d'identifier des radionucléides ayant été présents dans l'eau. Les mesures des bryophytes et de sédiments collectés dans le Lion ont permis de mettre en évidence des faibles traces de ^{54}Mn (demi-vie de 312 jours) dans les bryophytes et dans les sédiments en deux lieux d'échantillonnage. Les concentrations dans les bryophytes séchés ont été respectivement de 3.9 ± 3.3 Bq/kg et 21.9 ± 2.6 Bq/kg; les concentrations dans les sédiments séchés ont été respectivement de 0.2 ± 0.1 Bq/kg et 0.3 ± 0.1 Bq/kg. A ces mêmes points de collecte et en dehors du tritium, aucun autre radionucléide provenant du CERN n'a pu être détecté dans les échantillons d'eau et de sédiments. Tous les échantillons susmentionnés ont été collec-

tés en octobre, pratiquement à la fin de la période d'exploitation des accélérateurs. Bien que les radionucléides aient été mesurés dans des échantillons provenant du territoire Français, ils sont mentionnés dans ce présent rapport car la rivière le Lion rejoint l'Allondon qui termine son cours dans le Rhône. Le Nant rejoint le Gobé qui se déverse dans le lac Léman. De fait, des traces de ^{54}Mn ont pu aussi être mises en évidence dans les bryophytes de l'Allondon, à concentrations de 0.6 ± 0.4 Bq/kg (échantillon séchés). La concentration maximale mesurée ne représente que 0.22% de la limite d'exemption suisses [5]. Aucun radionucléide provenant des effluents du CERN n'a pu être mesuré dans le Nant d'Avril, dont le flux est principalement alimenté par les eaux de rejet du CERN durant les périodes sèches. Cette rivière fait depuis 1998 l'objet de contrôles réguliers par l'Institut Forrel de l'Université de Genève. En 2011, leurs méthodes de détection caractérisées par leur extrême sensibilité ont permis de révéler à six reprises du ^{22}Na dans l'eau de rivière, imputable au CERN. Les concentrations sont restées inférieures à 0.02 Bq/l [6], soit 0.03% de la limite d'immission [5].

Aucun radionucléide produit au CERN n'a pu être mis en évidence dans aucun des autres des échantillons environnementaux; l'impact écologique du CERN a été insignifiant.

Impact radiologique

La dose effective, reçue par les membres du groupe de référence pour le site de Meyrin du CERN en 2011, a été calculée à partir des valeurs enregistrées par le moniteur de rayonnements diffusés PMS163, situé à proximité du groupe de référence pour le site de Meyrin, ainsi que des activités des substances rejetées dans l'air et l'eau, en utilisant un modèle de diffusion amélioré basé sur les directives [1,2]. La valeur de dose résultante est de 0.013 mSv, qui doit être comparée avec la valeur guide pour les membres du public de 0.3 mSv, comme définie en [3] (<4.3%). De fait, en 2011 et comme pour les années précédentes, le CERN a entièrement respecté les réglementations relatives à la radioprotection. La dose effective totale de 0.013 mSv a consisté pour 48.5% en rayonnements diffusés et pour 50.7% en rejets de radionucléides gazeux à demi-vie courte. Les autres radionucléides et voies d'exposition, incluant les rejets en eau (<0.00007 mSv), ont contribué d'à peine 0.8%. Les deux contributeurs majeurs sont surveillés en continu, garantissant ainsi un temps de réaction optimal en cas de dégradation de fonctionnement des installations.

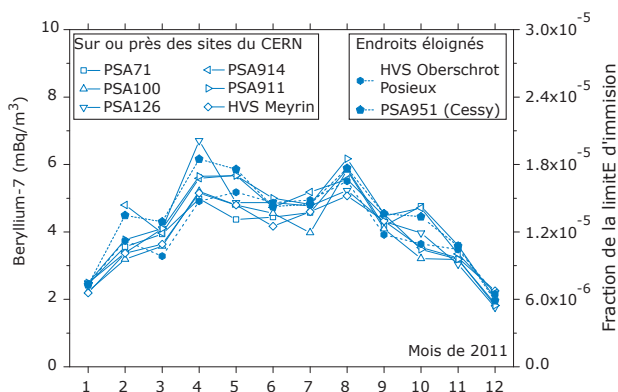


Figure 4:

Activités en ^7Be mesurées par le biais de 9 stations d'échantillonnage dont 7 sont situées sur ou proches des sites du CERN. PSA71 : Site du SPS BA-7. PSA100 : Site CERN de Meyrin. PSA126 : Proche du PS. PSA914 : Site du LHC PA1. PSA911 : Proche d'une ferme de Meyrin. PSA973 : Échantillonneur CERN à haut débit sur le site du LHC PA7 proche de Collex-Bossy/GE. HVS Meyrin, HVS Oberschrot/Posieux : Échantillonneurs OFSP à haut débit, le premier se situant sur le site CERN de Meyrin et le second à Oberschrot (janvier-mai) puis relocalisé à Posieux (juin-décembre)/Fribourg [4]. PSA951 : Cessy, France.

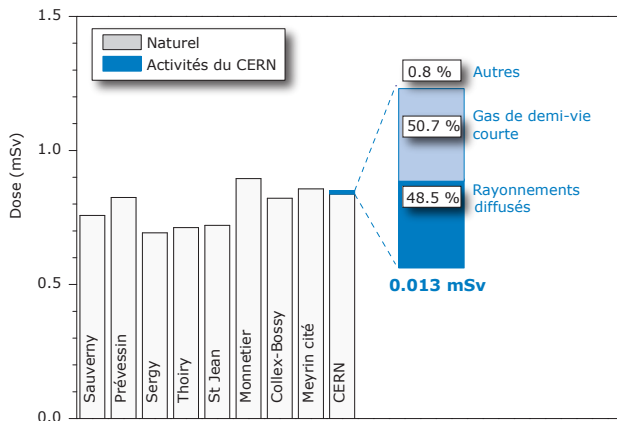


Figure 5: Contribution à la dose annuelle des activités du CERN sur le site CERN de Meyrin, comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses situées à proximité. La contribution du CERN de 0.013 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [3].

Conclusions

1. Les résultats du programme de surveillance effectué par le CERN, combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a largement respecté la valeur directrice de 0.3 mSv/a pour l'année 2011;
2. Des techniques de mesure sensibles ont permis de détecter des radionucléides en faibles concentrations dans certains échantillons environnementaux. Les valeurs de concentration sont néanmoins restées inférieures à 0.3% des limites applicables. De fait, l'impact écologique du CERN a été négligeable;
3. En 2011, 99% de la dose effective aux membres du public des groupes de référence provenait d'aspects environnementaux qui sont surveillés en continu. De manière à confronter l'impact dosimétrique des activités du CERN aux valeurs typiques d'expositions naturelles, la Figure 5 compare la dose susmentionnée de 0.013 mSv avec la dose équivalente annuelle mesurée en plusieurs endroits éloignés des sites CERN.

Référence

- [1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (Juli 1997)..
- [2] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).
- [3] Code F Rev., Radioprotection – Manuel de radioprotection, CERN (2006).
- [4] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement : Résultats des mesures 2011 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2011).
- [5] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2011), Annexe 3.
- [6] J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus et K. Loizeau, Rapport No 11 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2010 – Octobre 2011, Université de Genève, Genève (2011) p. 8.

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
CLIC	Compact Linear Collider, projet impliquant un collisionneur linéaire
CNGS	CERN neutrinos to Gran Sasso, source de neutrinos pour les expériences souterraines situées au Gran Sasso (IT)
CTF3	CLIC Test Facility, installation de test pour le projet CLIC
HIRAD-MAT	Hi Irradiation to Materials, tests d'irradiations de matériaux
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device – Séparateur de radio-isotopes en ligne
LEIR	Low Energy Ion Ring, stockage des ions lourds avant leur accélération par le PS
LHC	Large Hadron Collider – Grand collisionneur d'hadrons
LINAC2	Accélérateur linéaire pour les protons, injecteur du PSB
LINAC3	Accélérateur linéaire d'ions lourds, injecteur du LEIR
n-TOF	neutron Time-Of-Flight, expérience impliquant une source de neutrons de spallation
PSB	Proton Synchrotron Booster – accélérateur injecteur pour le PS et pour l'ISOLDE
PS	Synchrotron à protons
SPS	Super synchrotron à protons

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011 Résultats 2011



9 Industrien und Spitäler

9 Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	170
Zusammenfassung	170
Überwachte Betriebe	170
Resultate	171
9.2 Emissionen der Spitäler	173
Zusammenfassung	173
Ausgangslage	173
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	173
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	173
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	177
Résumé	177
Introduction	177
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H	178
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	180



9.1 Emissionen der Betriebe

F. Danini und R. Grunder

Suva, Abteilung Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz, Bereich Physik/Strahlenschutz,
Postfach 4358, 6002 Luzern

Zusammenfassung

Der Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen in den Produktionsbetrieben ist wieder etwas angestiegen, bedingt die Zunahme der Produktion von Tritiumgaslichtquellen. In den Forschungsbetrieben variiert der Einsatz von Radionukliden je nach Forschungsschwerpunkt. Sämtliche Abgabelimiten wurden im Berichtsjahr eingehalten.

Überwachte Betriebe

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:

- Radioaktiv markierten Stoffen für die Forschung (^3H)
- Leuchtfarbe (^3H). Die Produktion von radioaktiver Leuchtfarbe wurde im Verlauf von 2008 eingestellt.
- Herstellung von Kalibrierquellen (^{14}C , ^{90}Sr , ^{147}Pm , ^{204}Tl).
- Tritiumgaslichtquellen (^3H).

Tabelle 1:

Einkauf radioaktiver Stoffe 2001 - 2011.

	Iso- tope	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	2001	Ein- heit
Produktions- betriebe	^3H	10.03	6.34	7.58	7.62	11.51	3.85	5.24	5.49	5.51	6.22	11.4	PBq
	^{14}C	1.33	0.34	0.35	0	0.38	0.13	0.23	0.01	0.84	0.04	0.3	TBq
	^{147}Pm	0.07	1.55	15.26	19.66	13.16	13.19	40	0	32.62	28.11	19.0	TBq
	^{241}Am	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.7	13.0	GBq
Leuchtfarben- betriebe	^3H	-	-	-	0.09	5.28	10.93	12.98	24.66	18.78	37.95	155.0	TBq
Forschungs- betriebe	^3H	11.4	15.5	22.8	8.7	28.4	23.6	15.2	19.4	4.3	15.4	18.1	TBq
	^{14}C	200.6	132.5	207.3	171.9	207.6	295.4	397.9	343.4	1552.8	1005	422.7	GBq
	^{32}P	1.4	1.6	2.1	7.9	7.3	9.1	11.3	20.8	6.4	28.5	30.2	GBq
	^{35}S	0.8	3.8	3.5	5.9	7.9	10.3	63.2	51.3	14.9	15.3	23.6	GBq
	^{45}Ca	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.06	0	0.3	GBq
	^{51}Cr	0	3.2	3.8	3.5	4.1	5.1	6.7	6.5	7.9	7.0	3.4	GBq
	^{125}I	15.7	16.3	17.5	1.2	1.1	1.7	3.2	23.9	27.2	18.7	3.4	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	0.7	1.45	0.9	0.9	1.1	1.1	GBq
	^3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.1	19.7	MBq
	^{57}Co	0	0	0	0	0	0	3.08	3	5	3.4	3.7	MBq
	^{14}C	0	0	0	96.8	116.2	133.6	525.4	703.6	884.4	882.3	1498.0	MBq

Die Produktion der ^{241}Am Folien für die Ionisationsrauchmelder wurde 2003 eingestellt. In Tabelle 1 sind bei der Sparte der Produktionsbetriebe auch die für den Handel eingekauften radioaktiven Stoffe aufgeführt.

Leuchtfarbenbetriebe

Seit 2009 wird keine Tritiumleuchtfarbe auf Zeiger und Zifferblätter von Uhren und Instrumenten mehr aufgetragen.

Forschungsbetriebe (Total 43 Betriebe)

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

Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 13 Betriebe)

Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I verwendet.

Resultate

Im Berichtsjahr 2011 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimiten eingehalten. In Tabelle 2 sind die Jahres-abgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. Syngenta Crop Protection AG hat den Umgang mit radioaktiven Stoffen stark reduziert und gibt keine bewilligungspflichtigen Aktivitäten mehr an die Abluft ab. 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 2011 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	64.13 (org.) 63.03 (Gas)	2.6	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	54.9 (org.) 45.9 (Gas)	2.6	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b:

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2011 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	3.7	2.0	80	40
Novartis Pharma AG	22.7	1.6	300	30
Syngenta Crop Protection AG	-	0.002	1	1

Tabelle 3:

Verbrennung gemäss Art. 83 StSV (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2011 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	504.78	135.74	0.06
Bewilligungslimits	4'000	450	8.0

Bemerkungen zu den Figuren:

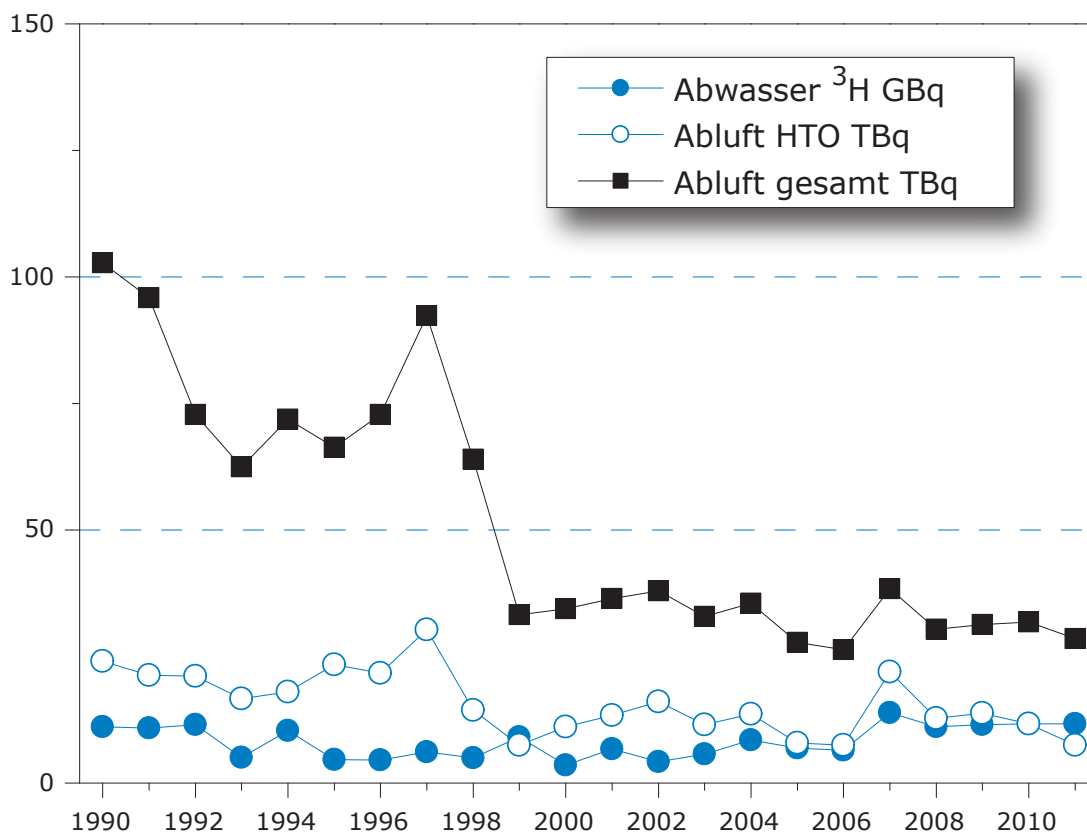
Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Der erhöhte Abgabewert von 2010 ans Abwasser bei RC Tritec AG ist zurückzuführen auf die Umbauarbeiten in den Labors, welche in diesem Jahr stattgefunden haben. Die bei der Dekontamination angefallenen wässrigen radioaktiven Flüssigkeiten wurden unter Einhaltung der in der Bewilligung festgehaltenen Abgabelimiten ins Abwasser abgeleitet.

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.

Tabelle 4:

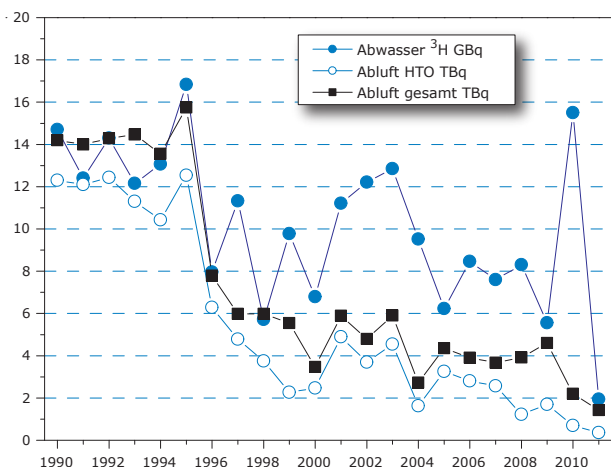
Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe.

	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



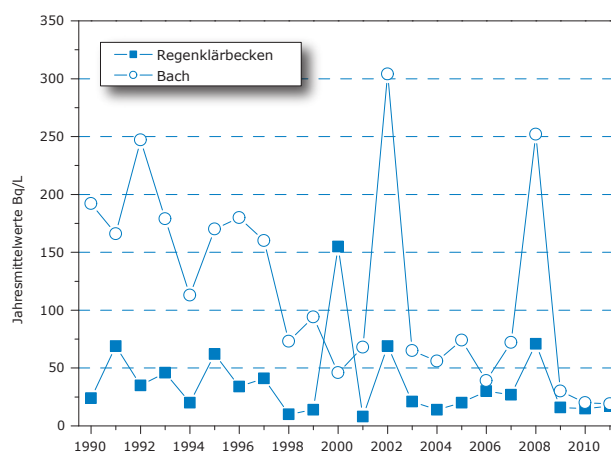
Figur 1a:

MB-Microtec AG, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1b:

RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1c:

RC-Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert.

9.2 Emissionen der Spitäler

R. Linder,

Sektion Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit, 3003 BERN

Zusammenfassung

Der Verbrauch an Radionukliden, welche zu therapeutischen Zwecken genutzt werden, bewegt sich im Trend der vergangenen Jahre. Während der Verbrauch an ^{131}I für die Schilddrüsentherapie rückläufig ist, (-20% innerhalb der letzten 5 Jahre) hat der Verbrauch der Nuklide ^{90}Y (+12% innerhalb der letzten 5 Jahre) und ^{177}Lu (+65% innerhalb der letzten 5 Jahre) aufgrund neuer therapeutischer Anwendungen deutlich zugenommen (Fig.1 & 2). Die Abgabe von ^{131}I ans Abwasser konnte, bedingt durch die Verbrauchsabnahme von ^{131}I und die Optimierung einiger Abwasserkontrollanlagen, rund um einen Drittel innerhalb der vergangenen 5 Jahre verringert werden (Fig.3). Die Abgabe der zu diagnostischen Zwecken verwendeter Radionuklide ans Abwasser unterliegt keiner Kontrolle, da die Immissionsgrenzwerte für diese kurzlebigen Radionuklide voraussichtlich nicht überschritten werden können.

Ausgangslage

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

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 Therapieziimmern isoliert und dürfen erst entlassen werden, wenn eine Dosisleistung von 5 $\mu\text{Sv/h}$ in einem Abstand von 1 m unterschritten wird. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgabelimite an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Andere Radionuklide wie zum Beispiel ^{90}Y werden den Patienten bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke appliziert oder bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung und Therapie verwendet. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität.

Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb vom BAG bewilligte Abgabeaktivität 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 Abwasseraufbereitungsanlage) 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 2011 in GBq.

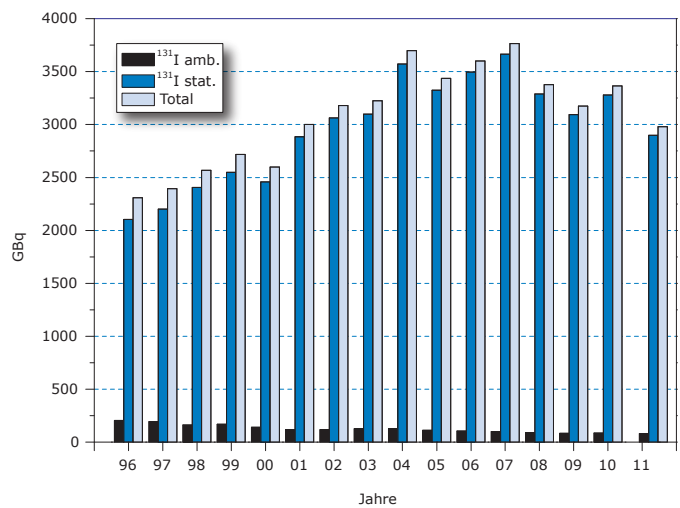
Ort	Spital	¹³¹ I amb.	¹³¹ I stat.	⁸⁹ Sr	³² P	¹⁸⁶ Re	¹⁶⁹ Er	⁹⁰ Y	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu
Aarau	Kantonsspital	1.00				0.07	0.04	2.70		
Baden	Kantonsspital		140.00						12.50	
Basel	Claraspital	2.54								
Basel	Universitätsspital	0.04	333.52					2093.86		1517.37
Bellinzona	Ospedale Regionale	8.40	209.78			0.38		5.55	14.00	
Bern	Insel		409.63		0.56	0.70	0.04	41.43	6.00	
Biel	Klinik Linde	6.84						0.19		
Bruderholz	Kantonsspital	0.39								
Chur	Kantonsspital	0.22	88.80				0.04	1.85	5.90	
Frauenfeld	Kantonsspital	0.80		0.74		0.15	0.04	1.30		
Freiburg	Hopital Cantonal	0.79	158.37	0.45						
Genf	Hopital Cantonal	5.57	207.01				0.07	37.52		
Genf	Beaulieu	0.18		0.45						
Meyrin	Hôpital de la Tour	0.56						0.37		
Chêne-Bourgeries	Cli. des Grangettes	0.20								
La Chaux-de-Fonds	Hôpital	3.63				0.11	0.04	0.52		
Lausanne	Dr. Rosselet	1.67								
Lausanne	Clinique la Source	1.37								
Genolier	Clinique de Genolier	0.78								
Lausanne	CHUV		229.85	0.45	0.41	0.37		36.52	3.00	
Liestal	Kantonsspital					0.07				
Lugano	Civico	9.46				0.38				
Luzern	Kantonsspital	0.51				0.11		2.44		
Luzern	St. Anna	0.95						0.19		
Münsterlingen	Kantonsspital		76.67			0.15	0.02	2.78	3.51	
Sion	Hopital Cantonal	1.85	63.64							
Sion	CIV							0.50		
Solothurn	Bürgerspital		40.58					0.555		
Olten	Kantonsspital							0.555		
St.Gallen	Kantonsspital	8.21	349.98			0.43	0.07	1.85		
Winterthur	Kantonsspital	3.98	126.66			0.08		1.43	6.20	
Zürich	USZ	7.62	296.44			1.00	0.33	99.25	6.70	
Zürich	Triemli	4.34	166.60					0.25		
Zürich	Waid	4.31					0.02			
Zürich	Dr. Binz	4.00								
Zürich	Klinik Hirslanden					0.14	0.04	0.93	2.60	
Zollikerberg	Schilddrüsenpraxis	2.27								
Hôpital Riviera	Vevey			0.15						
CINOV SA	Yverdon								7.00	
Schweiz gesamt		82.44	2897.52	2.24	0.96	4.15	0.73	2332.50	67.41	1517.37

Tabelle 2:Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2011 in MBq.

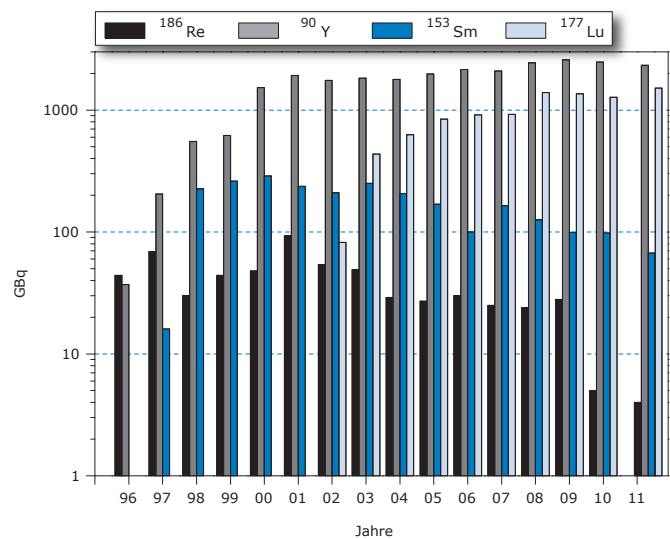
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	Uni-spital ¹⁾	Osp. Region.	Insel	KS	HC	HUG	CHUV
Jan.	18	203	0	149	4	0	0	0
Feb.	5	230	2	132	0	0	32	54
März	23	341	0	357	13	10	100	27
April	27	319	4	137	14	0	227	23
Mai	2	348	5	36	11	0	0	30
Juni	4	312	5	34	0	0	40	30
Juli	7	326	14	9	1	0	116	28
Aug.	9	431	5	36	6	0	179	29
Sept.	24	296	5	75	1	0	0	28
Okt.	29	249	2	117	0	0	129	28
Nov	26	361	0	0	0	0	192	0
Dez.	106	271	1	0	0	0	124	46
Total 2011	280	3687	43	1082	50	10	1138	323
Total 2010	420	3435	13	1162	287	22	686	281

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

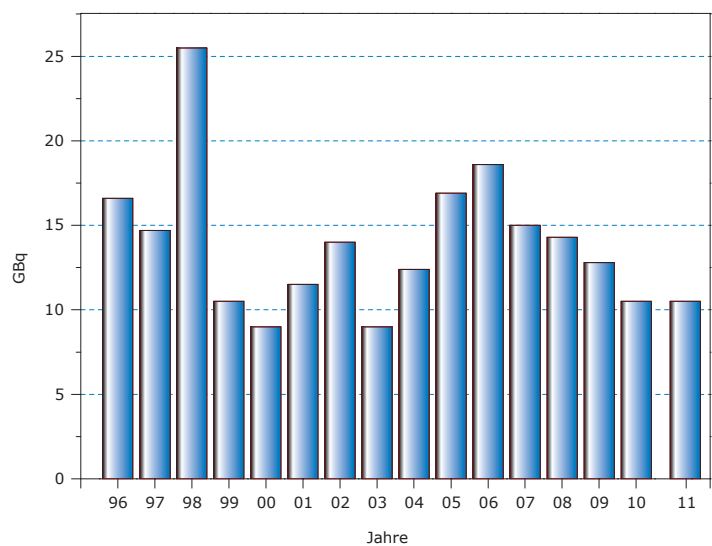
Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	0	0	0	6	0	14	28	
Feb.	0	12	0	1	0	18	62	
März	0	0	0	2	0	262	162	
April	0	8	0	49	0	419	0	
Mai	0	8	14	30	0	223	125	
Juni	3	0	14	5	0	372	98	
Juli	0	9	0	37	0	178	163	
Aug.	0	4	0	6	0	0	85	
Sept.	0	0	0	10	0	159	115	
Okt.	0	0	0	25	0	73	107	
Nov	0	12	2	8	0	370	203	
Dez.	1	0	0	25	0	115	268	
Total 2011	4	53	30	204	0	2203	1416	10.5
Total 2010	0	178	14	156	34	2174	1612	10.5



Figur 1:
Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1996-2011 in GBq.



Figur 2:
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq.



Figur 3:
Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1996-2011 in GBq.

9.3

Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller, P. Steinmann

Section Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP 3003 BERN

Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement, enregistrés en 2011 au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux des stations d'épuration et des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération, n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. En effet, la concentration maximale de tritium enregistrée dans un échantillon de précipitation à Niederwangen/BE a atteint 17.5 % des valeurs limites d'immissions pour ce radionucléide dans les eaux accessibles au public. Dans les denrées alimentaires, les concentrations en tritium sont restées inférieures à la valeur de tolérance.

Introduction

A la manière des installations nucléaires, les entreprises qui utilisent des substances radioactives et qui disposent d'une autorisation réglementant leurs rejets dans l'environnement font l'objet d'une surveillance particulière, mise en place par la SUVA (autorité de surveillance pour les industries) et l'OFSP. Ces programmes spécifiques commencent au terme source, par la surveillance des rejets: les exploitants sont en effet tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités. La SUVA vérifie ces déclarations par le biais de mesures de contrôle. La surveillance se poursuit par la mesure des immissions de ces entreprises, à savoir des concentrations radioactives effectivement présentes dans l'environnement, au voisinage de celles-ci.

L'OFSP coordonne également un programme spécifique de prélèvements et de mesures des eaux de stations d'épuration ainsi que des eaux de lavage des fumées d'usines d'incinération des déchets. La surveillance des stations d'épuration permet d'évaluer les rejets de certaines substances radioactives dans l'environnement par les industries et les hôpitaux. Celle des usines d'incinération vise à s'assurer, autant que possible, que des déchets radioactifs ne soient accidentellement ou intentionnellement éliminés par le circuit des déchets conventionnels.

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ³H

Certaines industries ont recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. C'est le cas des entreprises Mb Microtec à Niederwangen/BE et de RC Tritec à Teufen/AR. Les émissions de ces entreprises sont détaillées au chapitre 9.1.

Dans le cadre de la surveillance de l'environnement dans leur voisinage, l'OFSP collecte des échantillons de précipitations à Teufen/AR ainsi qu'en 4 endroits distincts à Niederwangen/BE. La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2011 sont résumés dans le tableau 1.

Les concentrations de tritium enregistrées en 2011 dans les précipitations des stations de collecte "Bauernhaus" (située à 300 m au sud est de l'entreprise) et "Firma Schär" (située à 320 m au nord est de l'entreprise) à Niederwangen sont représentées sur la figure 1 et sont comparables à celles obtenues au cours des années précédentes. Avec une concentration de 2'100 Bq/l, c'est dans la station située au nord-est de l'entreprise (station "Firma Schär") qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année 2011. Cette valeur représente environ 17.5 % de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public.

Tableau 1:
Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ³H en 2011.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	10 – 390	75
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	10 – 110	40
Garage 200 m SW de l'entreprise	10 – 165	50
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	40 – 250	84
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	200 – 2'100	563

A Niederwangen, l'activité du ³H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 1). Les valeurs obtenues en 2011 se sont situées entre 1.2 et 11.9 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 4.5 Bq/m³.

Des échantillons de denrées alimentaires, dernier maillon de la chaîne de contamination susceptible de transférer la radioactivité jusqu'à l'homme, sont également prélevés par le laboratoire cantonal de Berne dans la région de Niederwangen et analysés par l'OFSP. Les résultats montrent que la valeur de tolérance pour le tritium dans les denrées alimentaires, à savoir 1'000 Bq/l n'a été dépassée dans aucun échantillon de lait ou de pomme examiné.

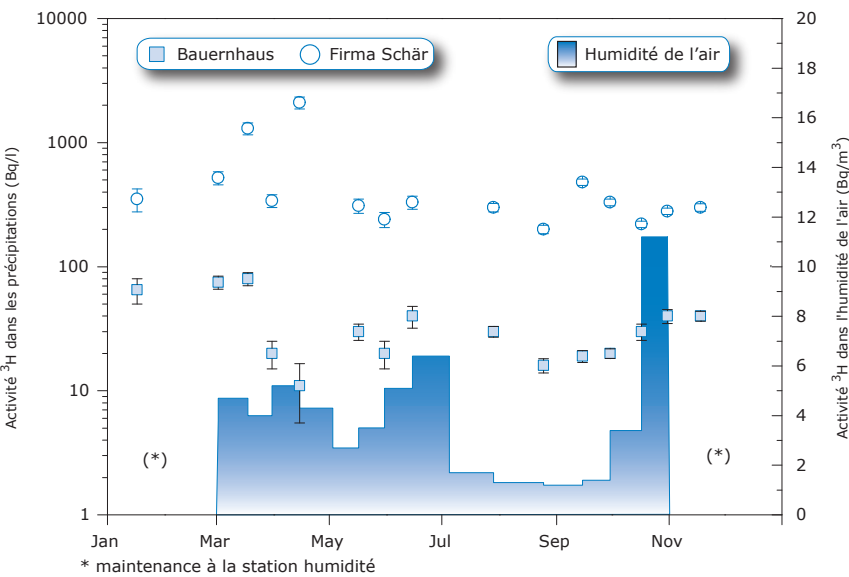
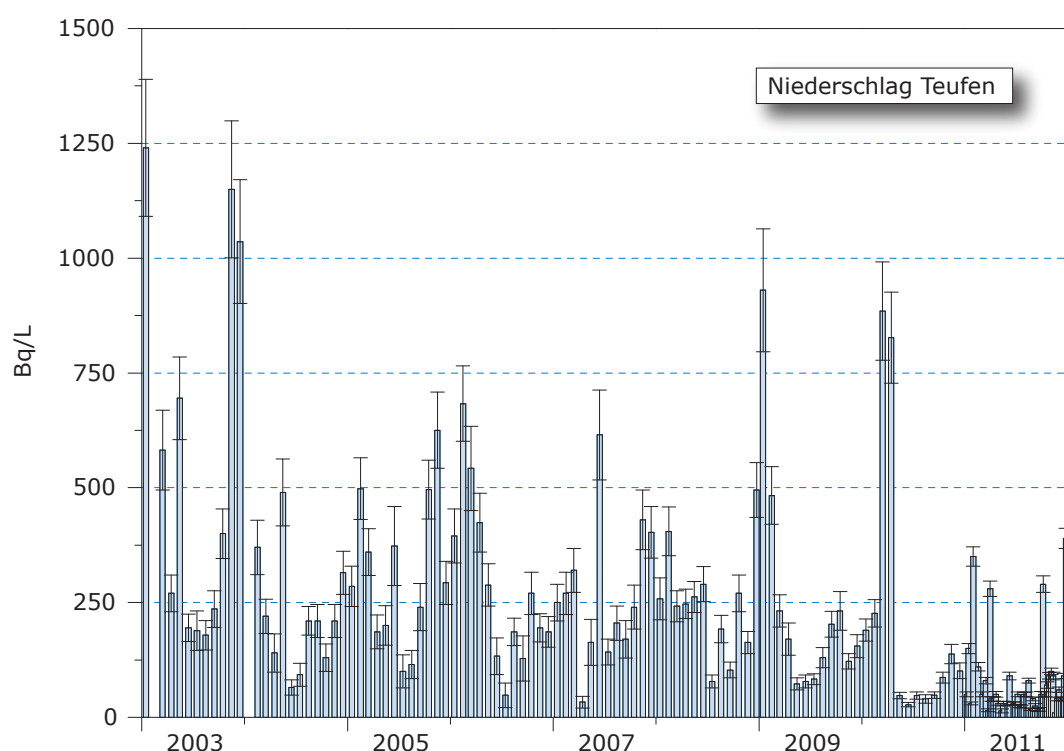


Figure 1:
Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) à Niederwangen/BE.

Tableau 2:Tritium (^3H) et ^{131}I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP) en 2011.

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	¹³¹ I	49	< 0.1 - 3.0	0.3	-
		³ H	49	< 0.5 - 4.4	-	-
Incinération Bâle		¹³¹ I	48	< 0.1 - 4.0	0.31	-
		³ H	329	2.7 - 1'236	13.9	44
STEP Berne	Labor Spiez	¹³¹ I	52	< 0.1 - 3.4	0.19	-
	URA/OFSP	³ H	12	< 2.0 - 5.2	-	-
STEP Bienne	URA/OFSP	³ H	51	< 10 - 35	-	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	³ H	49	< 10 - 140	20	-
STEP Lausanne	IRA	¹³¹ I	45	< 0.6	-	-
		³ H	12	< 2.0	-	-
STEP Zürich	EAWAG	¹³¹ I	49	< 0.2 - 2.15	-	-
	URA/OFSP	³ H	12	< 2.0 - 5.8	-	-

**Figure 2:**

Concentration du tritium mesurée dans les précipitations de Teufen / AR entre 2003 et 2011.

Les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont en effet échelonnées entre 14 et 55 Bq/l pour le lait (5 échantillons) et entre 13 et 90 Bq/l pour les pommes (10 échantillons).

La figure 2 montre le suivi des concentrations de ^3H enregistrées dans les précipitations collectées à 65 m à l'est de la cheminée de la firme RC Tritec à Teufen et mesurées par l'OFSP au cours des 10 der-

nières années. La concentration annuelle moyenne enregistrée en 2011 est en nette diminution par rapport aux années précédentes.

Les résultats des mesures effectuées par la SUVA dans des échantillons de l'environnement au voisinage de RC TRITEC (Voir Figure 1c, chapitre 9.1) confirment ce constat.

Stations 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 ^3H 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 pour l'année 2011.

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds, relativement élevées par rapport à celles enregistrées dans les autres STEP comme Lausanne ou Zürich, s'expliquent par

le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent également dans la STEP. La figure 3 montre qu'après de nombreuses années de nette diminution, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^3H dans les ateliers de posage de l'industrie horlogère de la région (arrêt de cette activité en 2008), les concentrations de tritium dans les eaux de la STEP de la Chaux-de-Fonds se sont stabilisées à des niveaux aujourd'hui faibles.

La figure 4 montre les concentrations de ^{131}I mesurées en 2011 dans les échantillons d'eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz à Zürich, prélevés chaque mois par sondage. Seuls 5 échantillons ont présenté des concentrations supérieures à la limite de détection (valeurs comprises entre 0.6 et 2.2 Bq/l). Ces résultats confirment la tendance à la baisse observée depuis 2008. Des traces de ^{137}Cs (60 - 300 mBq/l) ont également pu être détectées dans 8 échantillons.

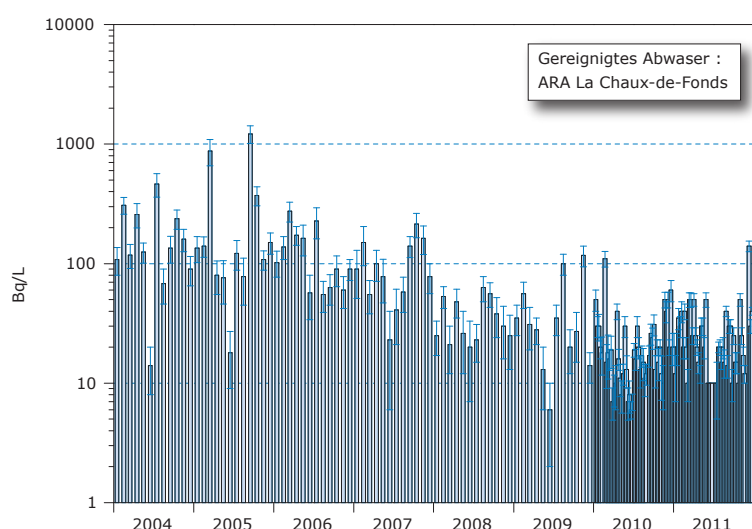


Figure 3:

Concentrations du tritium mesurées dans les eaux de la station d'épuration de La Chaux-de-Fonds entre 2004 et 2011.

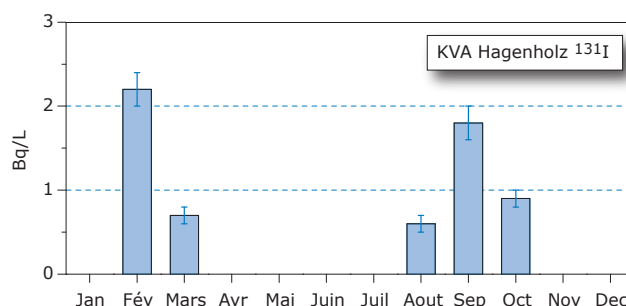


Figure 4:

Concentrations de ^{131}I (Bq/l) enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz en 2011.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



10 Radon

10.1 Radon	183
Fortschritte beim Radonschutz	183
Neue Schutzstrategie	183
Messungen und Kartierung	184
Ausbildung der Baufachleute	184
Bauliche Massnahmen	184
10.2 Radon	185
Progrès dans la protection contre le radon	185
Nouvelle stratégie de protection	185
Mesures et cartographie	186
Formation des professionnels	186
Radon dans la construction	186



10.1 Radon

Christophe Murith, Fabio Barazza, Martha Gruson

Radiologische Risiken, Abteilung Strahlenschutz, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

Fortschritte beim Radonschutz

Am 25. Mai 2011 hat der Bundesrat den "Nationalen Radonaktionsplan 2012 – 2020" verabschiedet. Darin ist grundsätzlich festgelegt, wie die Schweiz ihre Strategie den neuen internationalen Normen anpassen und die Bevölkerung möglichst gut vor den Risiken im Zusammenhang mit Radon schützen kann. Radon ist nach dem Rauchen die zweithäufigste Ursache für Lungenkrebs. Das Gas ist in der Schweiz jährlich für 200 bis 300 Todesfälle oder rund 10 % der Todesfälle durch Lungenkrebs verantwortlich.

Neue Schutzstrategie

Das Radonschutzprogramm der Schweiz stützt sich auf die Artikel 110 bis 118a der Strahlenschutzverordnung (StSV), deren Vollzug Sache der Kantone ist. Der Grenzwert für Wohn- und Aufenthaltsräume beträgt 1'000 Becquerel pro Kubikmeter (Bq/m^3). Der Richtwert für Neu- und Umbauten beträgt 400 Bq/m^3 . 2009 haben sich die internationalen Instanzen auf einen Referenzwert von 300 Bq/m^3 geeinigt. Angesichts der geologischen und klimatischen Bedingungen in unserem Land ist somit die gesamte Schweiz von der Radonproblematik betroffen, was eine grundlegende Strategieänderung mit einem kollektiven anstelle des individuellen Ansatzes erfordert. Dieser Paradigmenwechsel erfordert eine Senkung der gesetzlichen Werte und eine wirksamere Umsetzung, beispielsweise durch strengere Bauvorschriften. Im Jahr 2011 trafen sich Vertreter des BAG verschiedentlich mit Verantwortlichen der Kantone, um die Rahmenbedingungen der neuen Strategie zu klären und die Revision der StSV zu unterstützen.

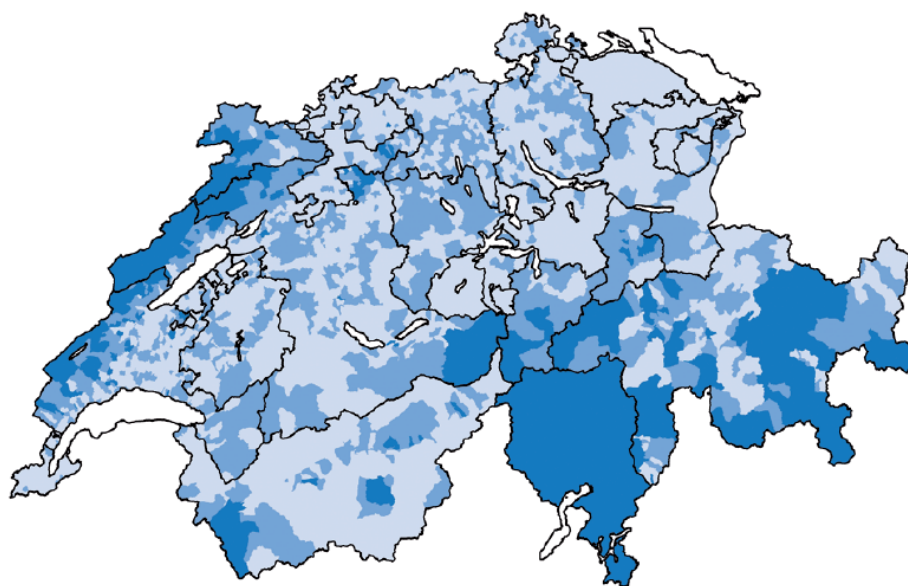


Abb. 5: Radonkarte der Schweiz (Wohn- und Aufenthaltsräume), Stand: Februar 2011, Quelle: GG25 © Swisstopo

Radonrisiko*:

- Gering
- Mittel
- Hoch

* Bemerkung: in einigen Gemeinden wird das Radonrisiko aufgrund ungenügender Messungen geschätzt

Abbildung 1:

Radonkarte der Schweiz (Wohn- und Aufenthaltsräume), Stand: Februar 2011, Quelle: GG25 © Swisstopo

Messungen und Kartierung

Im Winter 2010/2011 wurden Messungen in rund 5'500 Gebäuden vorgenommen. Die meisten Kantone haben Kampagnen mit kostenlosen Messungen organisiert, um das Kataster zu ergänzen bzw. Gebäude mit hohen Konzentrationen zu identifizieren. Gezielte Messungen wurden in öffentlichen Gebäuden, insbesondere Schulen, durchgeführt. Die Radonkarte (Abb. 1) beruht auf mehr als 130'000 gemessenen Gebäuden, von denen ca. 3'000 eine Überschreitung des Grenzwertes von 1000 Bq/m³ aufzeigen. Betroffene Eigentümer können eine "Radonfachperson" beiziehen, die sie bei der Sanierung berät. Die Liste der Radonfachpersonen ist auf der Internetseite des BAG zu finden (www.ch-radon.ch).

Ausbildung der Baufachleute

Gegen 200 Baufachleute haben bereits die vom BAG anerkannte Weiterbildung zur "Radonfachperson" absolviert. Der letzte Kurs fand 2011 an der Università della Svizzera italiana (USI) statt. In Vorbereitung sind Weiterbildungen zu den Themen Radon und/oder Schadstoffe im Wohnbereich an der Hochschule für Technik und Architektur Freiburg (HTA-FR), an der Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI) in Lugano sowie an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Lausanne (ETHL). Ausserdem ist eine neue E-Learning-Plattform für Baufachleute zum Thema Radon in Vorbereitung. Das BAG hat regionale Kompetenzzentren geschaffen, um die Radonsachverständigen zu unterstützen und die Problematik in den Ausbildungen der Baubranche zu verankern. Folgende drei Fachhochschulen haben sich bereit erklärt, diese Aufgabe zu übernehmen:

- die HTA-FR in der Westschweiz
- die SUPSI in der italienischsprachigen Schweiz
- die Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) in Muttenz in der Deutschschweiz

Im Jahr 2011 organisierte jede dieser Schulen ein erstes Treffen mit den Radonfachpersonen für einen Erfahrungsaustausch, der jährlich wiederholt werden soll. Neu füllen die Radonfachpersonen für jede erfolgreich abgeschlossene Sanierung einen Fragebogen aus, damit die Radonsanierungen dokumentiert werden können.

Bauliche Massnahmen

Schutzmassnahmen vor Radon sind in Neubauten wesentlich günstiger als eine spätere Sanierung im Fall erhöhter Radonkonzentrationen. Aus diesem Grund hat das BAG die Empfehlungen für Neubauten aktualisiert. Sie sind abrufbar unter www.ch-radon.ch. Ein langfristig dichtes Fundament, um das Eindringen sowohl von Radon als auch von Feuchtigkeit zu vermeiden, ist eine Anforderung an alle neuen Gebäude, unabhängig vom Radonrisiko in der Gemeinde. Zusätzliche Schutzmassnahmen sind zu empfehlen, wenn eine Niedrigenergie- Bauweise gewählt wird bzw. wenn Wohn- und Aufenthaltsräume in direktem Kontakt mit dem Untergrund stehen. Zusätzlich haben die Verantwortlichen der Kantone und das BAG einen gemeinsamen Vorschlag zur Anpassung der SIA-Norm 180 zum Wärme- und Feuchtigkeitsschutz im Hochbau erarbeitet. Das BAG möchte Synergien zwischen den Programmen "Radon" und "energetische Gebäudesanierung" schaffen. Die SUPSI analysiert in einem laufenden Projekt rund 200 Gebäude, die energetisch saniert werden, um herauszufinden, welche baulichen Veränderungen eine Erhöhung der Radonkonzentration zur Folge haben. Auf der Grundlage der Erkenntnisse aus dieser Studie wird eine Strategie entwickelt. In diesem Winter bietet das BAG Eigentümern von MINERGIE-ECO-Gebäuden die Möglichkeit, kostenlos den Radonwert messen zu lassen.

Eine Reihe von vier Broschüren für Gebäudeeigentümer wurde im Rahmen der Arbeitsgruppe DACHI verfasst, der Radonexperten aus Deutschland, Österreich, Liechtenstein, der Schweiz und dem italienischen Tirol angehören. Diese Publikationen sind verfügbar unter: www.ch-radon.ch

- Radonmessung und Bewertung
- Vorsorgemassnahmen bei Neubauten
- Sanierungsmassnahmen bei bestehenden Gebäuden
- Einfluss der energetischen Sanierung

10.2 Radon

Christophe Murith, Fabio Barazza, Martha Gruson

Risques radiologiques, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

Progrès dans la protection contre le radon

En date du 25 mai 2011, le Conseil fédéral a approuvé le "Plan d'action radon 2012 – 2020", qui fixe les axes principaux permettant d'adapter la stratégie suisse aux nouveaux standards internationaux et de garantir une protection optimale de la population face au risque lié au radon. Seconde cause de cancer du poumon après le tabagisme, le radon tue chaque année entre 200 et 300 personnes en Suisse, ce qui représente environ 10% des décès par cancer du poumon.

Nouvelle stratégie de protection

Le programme de protection contre le radon en Suisse se base sur les articles 110 à 118a de l'Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), dont l'exécution est à la charge des cantons. La valeur limite applicable dans les locaux d'habitation et de séjour est de 1'000 becquerels par mètre cube (Bq/m³). La valeur directrice pour les nouvelles constructions et les transformations est de 400 Bq/m³. Depuis 2009, les instances internationales s'accordent sur une valeur de référence maximale de 300 Bq/m³. Compte tenu des conditions géologiques et climatiques qui prévalent en Suisse, toute la population est désormais concernée par le problème du radon, ce qui nécessite de changer fondamentalement de stratégie en passant d'une approche individuelle à une approche collective. Ce changement de paradigme nécessite de reconsidérer à la baisse les valeurs légales, tout en gagnant en efficacité, par exemple par le renforcement des prescriptions de construction. Durant l'année 2011, l'OFSP et les responsables cantonaux se sont réunis à plusieurs reprises pour clarifier les conditions-cadre de la nouvelle stratégie et faciliter la révision de l'ORaP.

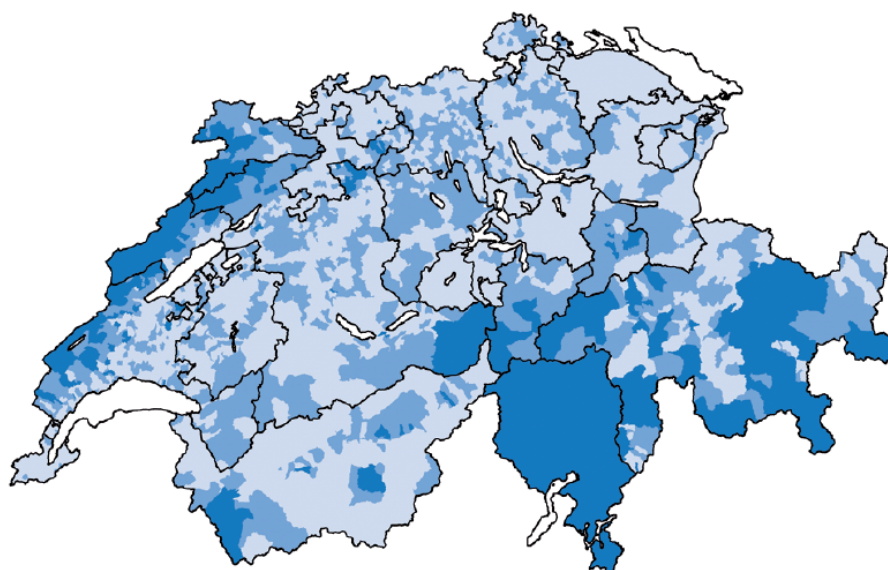


Figure 5 : Carte du radon en Suisse (locaux d'habitation et de séjour), Etat: février 2011, Source : GG25 © Swisstopo

Risque en radon*:

- Léger
- Moyen
- Elevé

*Remarque: dans certaines communes, le risque en radon est estimé à partir d'un échantillon insuffisant de mesures, à voir dans le « moteur de recherche par commune » sous www.ch-radon.ch.

Figure 1:

Carte du radon en Suisse (locaux d'habitation et de séjour), Etat: février 2011, Source : GG25 © Swisstopo

Mesures et cartographie

Près de 5'500 bâtiments ont été mesurés durant l'hiver 2010 / 2011. La plupart des cantons ont organisé des campagnes de mesures gratuites, afin de compléter le cadastre et / ou identifier les bâtiments présentant des concentrations élevées. Des actions de mesures ciblées ont été menées dans des bâtiments publics, en particulier des établissements scolaires. La carte suisse du radon (figure 1) se base sur plus de 130'000 bâtiments mesurés, dont près de 3'000 présentent un dépassement de la valeur limite de 1'000 Bq/m³. Les propriétaires concernés peuvent faire appel à un "consultant en radon", dont la liste figure sur le site internet de l'OFSP (www.ch-radon.ch), afin de recevoir un conseil pour l'assainissement.

Formation des professionnels

Près de 200 professionnels du bâtiment ont déjà suivi une formation continue de "consultant en radon" reconnue par l'OFSP. La dernière formation en date a eu lieu en 2011 à l'Université de Suisse italienne (USI). De futures formations continues sur les thèmes du radon et / ou des polluants domestiques sont en préparation à l'Ecole d'ingénieurs et d'architectes de Fribourg (EIA-FR), à la Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI) de Lugano, ainsi qu'à l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL). Par ailleurs, une nouvelle plateforme d'e-learning sur le radon, destinée aux professionnels de la construction, est actuellement mise en place. L'OFSP a créé des centres de compétence régionaux afin d'encadrer les consultants en radon et d'ancrer la problématique dans les cycles de formation des métiers du bâtiment. Les trois hautes écoles spécialisées suivantes ont accepté de remplir cette mission:

- EIA-FR en Suisse romande
- SUPSI en Suisse italienne
- Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) de Muttens en Suisse alémanique

Durant l'année 2011, chacune de ces écoles a organisé une première rencontre avec les consultants, afin d'instaurer un échange d'expérience, qu'il est prévu de répéter chaque année. Un nouveau processus a été mis en place, afin d'assurer le suivi des assainissements en radon à l'aide d'un questionnaire que les consultants complèteront pour chaque assainissement achevé avec succès.

Radon dans la construction

La protection contre le radon dans les bâtiments neufs est nettement moins coûteuse qu'un assainissement ultérieur en cas de concentrations élevées en radon. Pour cette raison, l'OFSP a actualisé ses recommandations pour les nouvelles constructions, téléchargeables sous www.ch-radon.ch. L'étanchéité durable des fondations est valable pour tous les bâtiments, indépendamment du risque en radon dans la commune, afin d'éviter à la fois l'infiltration de radon et d'humidité. Des mesures de protection supplémentaires sont proposées en cas de construction à faible consommation énergétique et / ou avec des locaux d'habitation et de séjour en contact avec le terrain. De plus, les responsables cantonaux et l'OFSP ont préparé une proposition commune pour l'adaptation de la norme SIA 180 sur l'isolation thermique et la protection contre l'humidité dans les bâtiments. L'OFSP souhaite créer des synergies entre les programmes "radon" et "assainissement énergétique des bâtiments". Près de 200 bâtiments faisant l'objet d'un assainissement énergétique sont actuellement étudiés dans le cadre d'un projet de la SUPSI, afin d'identifier quelles interventions entraînent une augmentation de la concentration en radon. Une stratégie sera mise en place sur la base des enseignements tirés de cette étude. Cet hiver, l'OFSP offre par ailleurs la possibilité aux propriétaires de bâtiments MINERGIE-ECO de mesurer gratuitement le radon.

Une série de quatre brochures destinées aux propriétaires immobiliers a été conçue dans le cadre du groupe de travail DACHI, composé d'experts du radon en Allemagne, Autriche, Liechtenstein, Suisse et Tyrol italien. Ces publications sont disponibles sous: www.ch-radon.ch.

- Mesures du radon et évaluation
- Prévention dans les nouvelles constructions
- Méthodes d'assainissement pour les bâtiments existants
- Effets de l'assainissement énergétique

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2011
Résultats 2011



Anhänge

Annexes

Anhänge	187
Annexes	187
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants	188
2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	189
3. Das Messprogramm im Überblick	190
4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren	191
5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg	191
6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	192
7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	193



1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants

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

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

BAG SRR	Radiologische Risiken, Bundesamt für Gesundheit	Bern	C. Murith, M. Gruson
BAG FANM	Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit	Bern	N. Stritt, R. Linder
BAG URA	Umweltradioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Bern	S. Estier, P. Steinmann, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Breisgau / D	H. Sartorius, C. Schlosser, S. Schmid
BAFU	Abteilung Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Bern	M. Schürch, R. Kozel
CERN	CERN, Occupational Health & Safety and Environmental Protection (HSE) unit	Genève	P. Vojtyla, F. Malacrida
EAWAG	Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG	Dübendorf	J. Beer, M. Fujak, S. Bollhalder
ENSI	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat	Brugg / AG	G. Piller, F. Cartier, A. Leupin, B. Bucher, J. Löhle, M. Schibli, G. Schwarz
ETHZ	Institut für Geophysik ETHZ	Zürich	L. Rybach
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
IFAF	Institut F.-A- Forel	Versoix	W. Widli, J. Dominik, J.-L. Loizeau
IRA	Institut de Radiophysique, CHUV	Lausanne	F. Bochud, P. Froidevaux, J. Corcho, F. Barraud
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	M. Burger, S. Rölin, F. Byrde, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg	Karlsruhe / D	R. Bechtler
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Zürich	A. Leonardi, C. Danzi
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen / AG	C. Wernli, M. Boschung, J. Eikenberg, M. Jäggi
Suva	Bereich Physik, Abt. Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz	Luzern	M. Hammans, R. Grunder, F. Danini
Uni-BE	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität	Bern	T. Stocker, R. Fischer, R. Purtschert

2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

AG	A. Breitenmoser, C. Bajo	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau
BE	O. Deflorin, M. Nyfeler	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, 3000 Bern
BL	P. Wenk	Kantonales Laboratorium Hammerstrasse 25, 4410 Liestal
BS	P. Hübner, M. Zehringer	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach, 4012 Basel
FR	J.-M. Pasquier	Laboratoire Cantonal ch. du Musée 15, 1700 Fribourg
GE	P. Edder, A. Cominoli	Service de la consommation et des affaires vétérinaires, Quai Ernest-Ansermet 22 Case postale 76, 1211 Genève 4 Plainpalais
GR	M. Beckmann, D. Baumann	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit Bereich Lebensmittelsicherheit Planaterrastrasse 11, 7001 Chur
JU	J.-J. Roth	Laboratoire Cantonal Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1
LU	S. Arpagaus, T. Kaufmann	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonnattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern
NE	P. Bonhôte	Service de la consommation Rue Jehanne-de-Hochberg 5, 2001 Neuchâtel
SG	P. Kölbener	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle Blarerstr. 2, 9001 St. Gallen
AR / AI / GL / SH	K. Seiler	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühlentalstr. 184, Postfach 786, 8201 Schaffhausen
SO	M. Kohler	Kantonale Lebensmittelkontrolle Greibenhof, Werkhofstr. 5, 4509 Solothurn
TG	C. Spinner	Kantonales Laboratorium Spannerstr. 20, 8510 Frauenfeld
TI	M. Jermini	Laboratorio Cantonale Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona
NW / OW / SZ / UR	D. Imhof	Laboratorium der Urkantone Postfach 363, 6440 Brunnen
VD	B. Klein	Service de la consommation et des affaires vétérinaires 155, ch. des Boveresses, 1066 Epalinges
VS	E. Pfammatter	Laboratoire Cantonal Rue Pré-d'Amédée 2, 1950 Sion
ZG	S. Pfenninger	Amt für Lebensmittelkontrolle Postfach 262, 6312 Steinhausen
ZH	R. Etter, S. Reber	Kantonales Labor Postfach, 8032 Zürich
LI	D. Huber	Amt für Lebensmittelkontrolle Postplatz 2, Postfach 37, FL-9494 Schaan

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.	NADAM: 63 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch die ENSI
	TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)	TLD (γ -Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)
In-situ Messung	Umgebung der Kernanlagen	Direkte vor-Ort-Messung des γ -Spektrums
	Ganze Schweiz nach speziellem Programm	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 1 Digital-Aerosolsammler Jungfrauoch	Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ -Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 1 μ Bq/m ³ bzw. 0.1 μ Bq/m ³
	RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung ⁸⁵ Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrauoch	RADAIR: 11 Stationen α/β -Messung (FHT-59S), 4 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	Regensammlerstationen, ganze Schweiz inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	10 Regensammler mit Trichtern von 1 m ² Fläche, wöchentlich γ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe)
		An 14 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 (Aare)	γ - und α -Spektrometrie Tritium-Messung
	Bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen	
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	Gras zweimal jährlich; γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr
	Baumblätter aus Umgebung KKW, Industrieverbrennungsanlage Basel und Referenzstationen	Baumblätter: ¹⁴ C-Bestimmung (jährlich)
Milch	Gleiche Regionen wie Erde und Gras Milchzentralen und Grossverteiler	γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben
Andere Lebensmittel	Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW	γ -Spektrometrie ⁹⁰ Sr-Bestimmung
	Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.	
Menschlicher Körper	Schulklassen Genf	Ganzkörpermessungen in Genf (HUG) und am PSI
	Mitarbeiter PSI	
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	⁹⁰ Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
	Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc.	Abluftfilter, Abgas etc.
	Kläranlagen der Agglomerationen Sickerwässer von Deponien	Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen γ -, α - und ⁹⁰ Sr-Messung

4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren ¹⁾ :
Atmosphäre	Aerosole, Niederschläge ¹⁴ C, Edelgase	URA (BAG) inkl. RADAIR UniBE
Deposition	Boden, Bewuchs, in-situ ⁹⁰ Sr- und Alpha-Messung Aeroradiometrie	URA (BAG), IRA und LABOR SPIEZ ENSI, NAZ
Aquatisches Milieu	Gewässer, Fische, Sedimente Grund- und Quellwasser, Deponien	EAWAG, Institut Forel, LABOR SPIEZ
Lebensmittel	Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	Kantonale Laboratorien, URA, IRA, LABOR SPIEZ
Dosis	γ- und n-Dosen automatische Dosiswarnnetze	PSI, IRA NAZ (NADAM), ENSI (MADUK)
menschliche Körper	Ganzkörpermessungen ⁹⁰ Sr in Knochen und Zähnen	PSI, HUG IRA
Kernanlagen	Emissionen, Umgebung	ENSI, URA (BAG)
Betriebe	Emissionen, Umgebung	Suva, URA (BAG)
Spitäler	Emissionen	FANM (BAG)
Radon	Radon in Häusern und im Boden	SRR (BAG), URA (BAG)

¹⁾ Liste der Abkürzungen s. Anhang 1.

5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg

Radionuklide	Toleranzwert	Grenzwert			
	Bq/kg	Bq/kg			
	Alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	Flüssige Lebensmittel	Säuglings-anfangs- und Folgenahrung	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 ¹³⁴Cs und ¹³⁷Cs); der Toleranzwert für ¹³⁷Cs in Wildbeeren beträgt neu 100 Bq/kg.

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

(***) ²²⁶Ra und ²²⁸Ra gelten nicht für Paranüsse

Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html

6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

Aktivität A

angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall/s}$. Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ oder $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Absorbierte Dosis oder Energiedosis D

angegeben in Gy (Gray)

Die durch Wechselwirkung von ionisierender Strahlung mit Materie in einer Masseneinheit deponierte Energie. Der spezielle Name dieser Einheit ist das Gray (Gy); $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$.

Äquivalentdosis H

angegeben in Sv (Sievert)

Das Produkt aus der absorbierten Dosis $D_{T,R}$ infolge der Strahlung R im Gewebe T und dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R (vgl. auch Dosis, effektive). Der spezielle Name der Einheit der Äquivalentdosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

für ein Gemisch von Strahlungen: $H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$

Effektive Dosis E

angegeben in Sv (Sievert)

Summe der mit den Wichtungsfaktoren w_T gewichteten Äquivalentdosen in allen Organen und Geweben.

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = Im Gewebe T durch Strahlung R absorbierte Dosis

w_R = Wichtungsfaktor der Strahlung

w_T = Wichtungsfaktor für Gewebe (Anteil am Gesamtrisiko für Gewebe/Organ T)

H_T = Äquivalentdosis des Gewebes/Organs T

Die spezielle Einheit der effektiven Dosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

Effektive Folgedosis E_{50}

angegeben in Sv (Sievert)

Effektive Dosis, die als Folge einer Aufnahme eines Nuklids in den Körper im Verlauf von 50 Jahren akkumuliert wird.

Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$

angegeben in Sv (Sievert)

Die Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ am interessierenden Punkt im tatsächlichen Strahlungsfeld ist die Äquivalentdosis im zugehörigen ausgerichteten und aufgeweiteten Strahlungsfeld in 10 mm Tiefe der an diesem Punkt zentrierten ICRU-Kugel auf demjenigen Kugelradius, der dem ausgerichteten Strahlungsfeld entgegengerichtet ist.

7. 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)

Energie déposée dans la matière, lors de l'interaction des rayonnements ionisants, par unité de masse de matière. Le nom de cette unité est le gray (Gy); 1 Gy = 1 J/kg.

Dose équivalente H

exprimée en Sv (Sievert)

Produit de la dose absorbée $D_{T,R}$ dans le tissu T due à un rayonnement R et du facteur de pondération w_R (voir la définition de la dose effective); l'unité de la dose équivalente est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$;
pour un mélange de rayonnements: $H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$

Dose efficace E

exprimée en Sv (Sievert)

Somme des doses équivalentes reçues par tous les tissus et organes, pondérées à l'aide de facteurs spécifiques w_T

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = dose absorbée dans le tissu T sous l'effet du rayonnement R

w_R = facteur de pondération du rayonnement R

w_T = facteur de pondération du tissu (apport de l'organe ou tissu T au risque total)

H_T = dose équivalente reçue par l'organe ou par le tissu T

L'unité de la dose effective est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

Dose efficace engagée E_{50}

exprimée en Sv (Sievert)

Dose effective accumulée durant 50 ans suite à l'incorporation d'un nucléide.

Dose ou équivalent de dose ambiante $H^*(10)$

exprimé en Sv (Sievert)

En un point dans un champ de rayonnements, dose équivalente produite à 10 mm de profondeur de la sphère CIUR, centrée en ce point, par le champ en question, étendu et aligné, sur le rayon opposé à la direction du champ aligné.

Impressum

@ Bundesamt für Gesundheit (BAG)
Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit
Layout: André Gurtner, URA
Publikationszeitpunkt: Juli 2012

Weitere Informationen und Bezugsquelle:
BAG, Direktionsbereich Verbraucherschutz, Abteilung Strahlenschutz,
Umweltradioaktivität, 3003 Bern

Telefon +41 (0)31 323 02 54, Telefax +41 (031) 323 83 83
E-Mail: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch

Impressum

@ Office fédéral de la santé publique (OFSP)
Editeur: Office fédéral de la santé publique
Layout: André Gurtner, URA
Date de publication: Juillet 2012

Informations supplémentaires et diffusion:
OFSP, Unité de Direction Protection des consommateurs,
Division Radioprotection, Radioactivité de l'environnement, 3003 Berne

Téléphone +41 (0)31 323 02 54, Téléfax +41 (031) 323 83 83
Courriel: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch