

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

2015



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

2015



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 complexes sont effectuées par des instituts spécialisés (Institut de Radiophysique IRA, Laboratoire de Spiez, PSI, Université de Berne).
- L'IFSN (centrales nucléaires) 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 et spectrométrie gamma insitu). Les discussions et les échanges réguliers d'expérience assurent la qualité et aident à améliorer le système.

Conformément à l'Ordonnance sur la radioprotection, l'OFSP est également chargé de publier les résultats de la surveillance dans un rapport annuel. Si, depuis 2015, la plupart des résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement sont consultables en ligne sur la nouvelle plateforme radenviro (www.radenviro.ch) de l'OFSP, ce site n'a pas pour vocation de remplacer le présent rapport annuel. En effet, le lecteur trouvera ici des explications, commentaires et interprétations qui font défaut sur la plateforme Internet. Cette dernière permet, quant à elle, une meilleure transparence et réactivité. Les deux outils sont donc complémentaires. La plupart des laboratoires participants à la surveillance rédigent leur propre contribution pour le rapport annuel. L'OFSP collecte et met en forme l'ensemble de ces contributions. Chaque auteur participe 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 2015.

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. Auf dieser Grundlage erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm.

Bei dieser Aufgabe stützt sich das BAG auf die Zusammenarbeit mit Partnern aus Bundesverwaltung, Kantonen und Universitäten. Diese dezentrale Organisation bietet den Vorteil, dass gezielt verschiedenste 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 spezialisierten Instituten statt (Institut de Radiophysique IRA, Labor Spiez, PSI, Universität Bern).
- Das ENSI (Kernkraftwerke) 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, Tritium und in-situ Gammaskpektrometrie). Regelmässige Diskussionen zwischen den Laboratorien und ein ständiger Erfahrungsaustausch tragen zur Qualitätssicherung bei und geben immer wieder neue Impulse für Verbesserungen.

Die Strahlenschutzverordnung verpflichtet das BAG auch zur Veröffentlichung der Resultate der Radioaktivitätsmessungen in einem Jahresbericht. Seit 2015 präsentiert das BAG zudem einen Grossteil der Messresultate auf der neuen Internet Plattform radenviro (www.radenviro.ch), welche den hier vorliegenden gedruckten Jahresbericht ideal ergänzt: Während die Leserin des Jahresberichtes nach Themen geordnete, vertiefte Erklärungen, Diskussionen und Interpretationen vorfindet, ist der Betrachter der Radenviro-Inhalte bei Vorkommnissen oder auffälligen Befunden rasch informiert.

Für den Jahresbericht verfassen fast alle beteiligten Laboratorien ihre eigenen Beiträge. Das BAG sammelt diese und übernimmt das Layout. Eine erste Version des Jahresberichtes wird anschliessend in einer review-Runde kritisch gegengelesen. Zuletzt bietet die jährliche Redaktionssitzung die Gelegenheit wichtige Fragen und letzte Korrekturen im Plenum zu besprechen. Das Ergebnis dieses Prozesses für das Jahr 2015 finden Sie im vorliegenden Heft.

Für ihre Mitarbeit danken wir allen beteiligten Stellen und Laboratorien bestens.

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

Inhaltverzeichnis - Sommaire



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

Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2015	16
Beurteilung	21
Surveillance de l'environnement: Résumé	22
Tâches et programme de mesures	22
Résultats de la surveillance 2015	24
Evaluation	29



2 Strahlendosen - Doses de rayonnements

Strahlendosen	32
Einführung	32
Strahlendosen der Bevölkerung	32
Strahlenbelastung durch Radon	32
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	33
Terrestrische und kosmische Strahlung	33
Radionuklide in der Nahrung	33
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	33
Berufliche Strahlenexposition	33
Doses de rayonnements	34
Introduction	34
Doses de rayonnement reçues par la population	34
Doses de rayonnement dues au radon	34
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	35
Rayonnement terrestre et cosmique	35
Radionucléides dans les aliments	35
Autres sources de rayonnement (artificielles)	35
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	35



3 Externe Strahlung - Rayonnement externe

Mesures in situ et exposition externe	37
Résumé	37
Introduction	38
Méthodologie in situ	38
Résultats in situ 2015	39
Conclusions	41

Inhaltverzeichnis - Sommaire

Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	42
Zusammenfassung	42
Einleitung	43
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2015	44
Die europäische Plattform EURDEP	45
Qualitätssicherung	46
Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	48
Zusammenfassung	48
Einleitung	48
Messungen und Messresultate 2015	50



4 Umwelt- Environnement

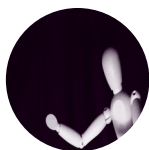
4.1 Radioaktivität in der Luft (Aerosol) und im Niederschlag	55
Zusammenfassung	55
Luft	55
Niederschlag	58
4.2 RADAIR	59
Résumé	59
Introduction	59
Principe de mesure	59
Les modifications apportées en 2015	60
Les résultats de mesure	60
4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	64
Zusammenfassung	64
Vorgeschichte	64
Sammlung der Proben	64
Messung der Proben	66
4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen	67
Zusammenfassung	67
Ziele	67
Methoden	67
Ergebnisse	69
Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein	69
Partikelproben	70
Fische	71
Grundwasser	71
4.5 Automatisches Messnetz zur Überwachung des Flusswassers	72
Zusammenfassung	72
Das Messnetz und seine Aufgaben	72
Messtechnik	72
Verfügbarkeit der Messsonden und Messergebnisse 2015	73
4.6 Radioactivité du sol et de l'herbe	75
Résumé	75
Introduction	75
Résultats et discussion	77
Conclusions	79

Inhaltverzeichnis - Sommaire



5 Lebensmittel - Denrées alimentaires

5.1 Radioaktivität in Lebensmitteln	82
Zusammenfassung	82
Messprogramm	82
Höchstwerte für Lebensmittel	82
Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz	83
Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln	85
Bewertung und Interpretation	85



6 Radioaktivität im Menschen - Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2015	89
Zusammenfassung	89
Ziel der Messungen	89
Messmethode	89
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	90
^{40}K -Gehalt des Körpers	90
6.2 Mesure de ^{90}Sr, de ^{210}Po et de ^{226}Ra dans les vertèbres et de ^{90}Sr dans les dents de lait	91
Résumé	91
Introduction	91
Méthodes	92
Conclusions	94



7 Messung von Spezialnukliden - Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	96
Zusammenfassung	96
Kohlenstoff-14 (^{14}C)	96
^{14}C im Umfeld der Schweizer Kernkraftwerke	98
Kernkraftwerk Leibstadt	98
Kernkraftwerk Gösgen	99
Kernkraftwerk Mühleberg	99
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	100
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	100
Messungen in der Region Basel-Stadt	101
Vergleichmessungen im Jahr 2015	103
Argon-37 (^{37}Ar) und Krypton-85 (^{85}Kr)	104
Krypton-85 (^{85}Kr)	104
Argon-37 (^{37}Ar)	105
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement en Suisse en 2015	106
Résumé	106
Introduction	106
Résultats et discussion	107
Conclusions	109

Inhaltverzeichnis - Sommaire



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

8.1 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen	113
Zusammenfassung	113
Emissionen aus den Kernanlagen	
Ergebnisse 2015	113
Emissionen von Kohlenstoff-14 (^{14}C)	125
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	128
Zusammenfassung	128
Ergebnisse 2015	128
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	129
Zusammenfassung	129
Übersicht	129
Systeminstandhaltung und -ergänzung	131
Systemverfügbarkeit und Störungen	131
Qualitätssicherung	132
Messergebnisse	132
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	134
Zusammenfassung	134
Einleitung	134
Radiochemische Trennmethoden (Boden)	135
Staubfangplatten	135
Resultate und Diskussion	136
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	137
Résumé	137
Introduction	137
Méthodologie	138
Mesures dans le milieu aquatique	141
Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens	142
Conclusions	143
8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)	144
Résumé	144
Programme de surveillance de l'OFSP	144
Mesures de l'exposition ambiante	144
Mesures dans le milieu atmosphérique	145
Mesures dans le milieu terrestre	146
Mesures dans le milieu aquatique	147
Conclusions	148
8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	149
Résumé	149
Le CERN	149
Programme de surveillance	151
Résultats 2015	151
Conclusions	155

Inhaltverzeichnis - Sommaire



9 Industrien und Spitäler - Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	159
Zusammenfassung	159
Überwachte Betriebe	159
Resultate	160
9.2 Emissionen der Spitäler	162
Zusammenfassung	162
Ausgangslage	162
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	162
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	163
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	166
Résumé	166
Introduction	166
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H	166
Station d'épuration et eaux de lavages des fumées des usines d'incinération	168
Conclusion	170



10 Radon

10.1 Radon	172
Résumé	172
Révision des ordonnances relatives à la radioprotection	172
Journées de l'OFSP pour tous les niveaux de formation du secteur de la construction	172
Mesures du radon	173
Mesures de construction liées à la protection contre le radon	173
International: Atelier sur le radon au poste de travail	173
Analyse prédictive et cartographie des concentrations de radon dans les locaux intérieurs en Suisse	174
10.2 Radon	175
Zusammenfassung	175
Revision der Verordnungen zum Strahlenschutz	175
BAG-Tagungen für alle Ausbildungs-Stufen im Baugewerbe	175
Radonmessungen	176
Bauliche Massnahmen zum Radonschutz	176
International: Workshop über Radon am Arbeitsplatz	176
Prädiktive Analyse und Kartographie von Innenraum-Radonkonzentrationen in der Schweiz	177

Inhaltverzeichnis - Sommaire



Anhänge - Annexes

Anhänge / Annexes	179
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants	180
2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	181
3. Das Messprogramm im Überblick	182
4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren	183
5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg	183
6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	184
7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	185

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015
Résultats 2015



1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung Surveillance de l'environnement: Résumé

Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2015	16
Beurteilung	21
Surveillance de l'environnement: Résumé	22
Tâches et programme de mesures	22
Résultats de la surveillance 2015	24
Evaluation	29



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 angewandte 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 könnte (Strahlenunfall). Mit dem Überwachungsprogramm sollen andererseits auch die Referenzwerte für die Umweltradioaktivität in der Schweiz und deren Schwankungen bestimmt werden, um die Strahlendosen für die Schweizer Bevölkerung zu ermitteln. Diese allgemeine Überwachung umfasst auch die Messung der Kontaminationen infolge der oberirdischen Kernwaffenversuche der USA und der Sowjetunion in den 50er und 60er 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 von Anlagen, 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 umfasst die Überwachung der Emissionen (effektive Freisetzung von radioaktiven Stoffen) dieser Unternehmen sowie die 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.

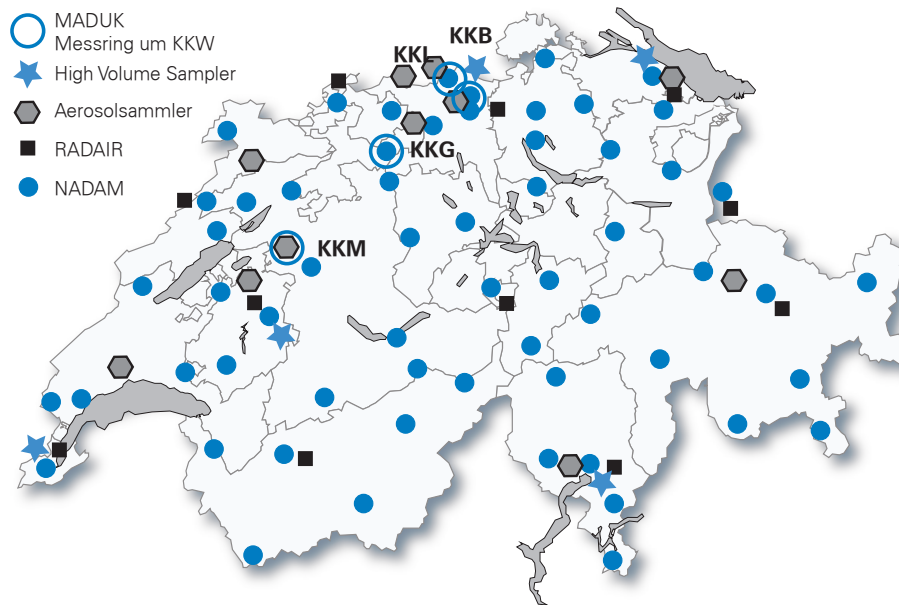
Es koordiniert dieses Überwachungsprogramm, an dem auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute beteiligt sind. Die Liste der am Überwachungsprogramm beteiligten Laboratorien findet sich in den Anhängen 1 und 2. Das BAG sammelt und wertet die Daten aus und veröffentlicht jährlich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

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. 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 Kehrrichtverbrennungsanlagen.

Automatische Messnetze (Figur 1) erfassen die Dosisleistung über die ganze Schweiz (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 Lebensmitteln (inklusive Importe) erfolgt stichprobenweise. Die Daten werden in einer nationalen Datenbank beim BAG erfasst. Seit 2015 kann ein Grossteil der Messergebnisse auf www.radenviro.ch eingesehen werden. Diese neu geschaffene Internetplattform zeigt die Resultate der in der Schweiz an Umweltproben wie Luft, Boden, Gras, Milch oder Wasser gemachten Radioaktivitätsmessungen. Die Ergebnisse von Spezialmessungen wie ⁹⁰Sr in Wirbelknochen und Milchzähnen oder ¹⁴C in Baumblättern sind zurzeit noch ausschliesslich im vorliegenden gedruckten Bericht zu finden.



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

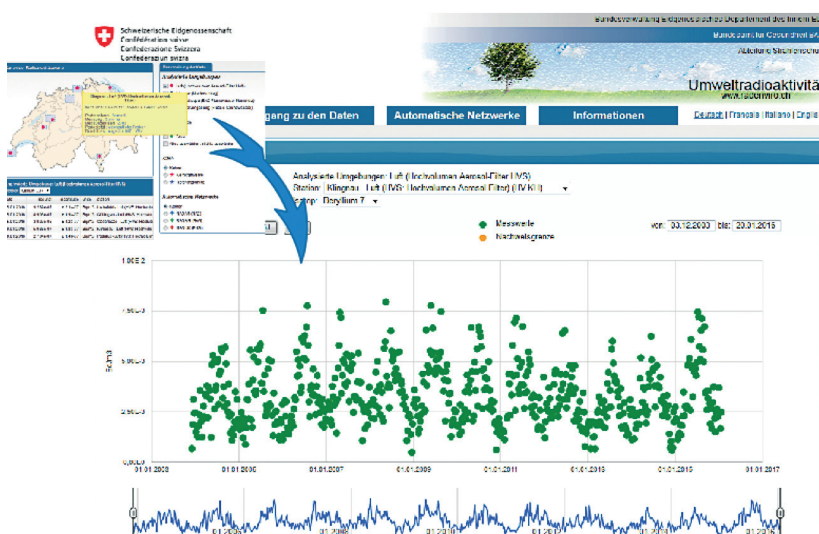
Die Messprogramme sind vergleichbar mit denjenigen unserer Nachbarländer. Die Methoden für die Probenentnahme und die Messprogramme entsprechen dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik. Die Qualitätskontrolle erfolgt durch eine regelmässige Teilnahme der Laboratorien an nationalen und internationalen Vergleichsmessungen.

Ein neues automatisches Messnetz überwacht die Radioaktivität in Aare und Rhein

Im Mai 2013, nach den Reaktorunfällen in Fukushima, hat der Bundesrat entschieden, das vom BAG betriebene automatische Messnetz für die Radioaktivitätsüberwachung der Luft, RADAIR, zu ersetzen

und gleichzeitig mit Sonden zur kontinuierlichen Überwachung von Flusswasser zu ergänzen. Eine automatische Überwachung von Flusswasser gab es bis anhin in der Schweiz nicht. Das neue automatische Messnetz – URAnet aqua – ist seit November 2015 vollständig operationell und misst fortlaufend die Radioaktivität in Aare und Rhein. Alle 10 Minuten werden die Messwerte übermittelt und bei erhöhter Radioaktivität eine Alarmmeldung. Das neue Dispositiv schliesst somit eine Lücke in der Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz.

Die Messsonden von URAnet aqua sind unterhalb der Kernkraftwerke in Aare und Rhein installiert, genauer in Radelfingen, Hagneck, Aarau, Laufenburg und Basel. Dank diesen Sonden können im Falle einer erhöhten Radioaktivität auch die betroffenen Wasserwerke rasch informiert werden. Trinkwasserversorger wie die Stadt Basel, welche ihr ganzes Trinkwasser aus dem Rhein bezieht, können so die Wasserentnahme aus den Flüssen präventiv stoppen, selbst bei geringer Kontamination des Trinkwassers. Im Falle einer starken radioaktiven Kontamination des Flusswassers, als Folge eines Unfalles in einem Kernkraftwerk, würde automatisch Alarm bei der nationalen Alarmzentrale (NAZ) ausgelöst, damit diese die notwendigen Schutzmassnahmen für die Bevölkerung anordnen kann.



Figur 2: Die neue Internetplattform zur Abfrage von Radioaktivitätsmessungen an Umweltproben - www.radenviro.ch

Die Tagesmittel der Messwerte werden auf der neuen vom BAG betriebenen Internetplattform Radenviro veröffentlicht (www.radenviro.ch).

Die vom Bundesrat ebenfalls beschlossene Erneuerung der Luftsonden ist für die Jahre 2016-2017 geplant.

Ergebnisse der Umweltüberwachung 2015

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

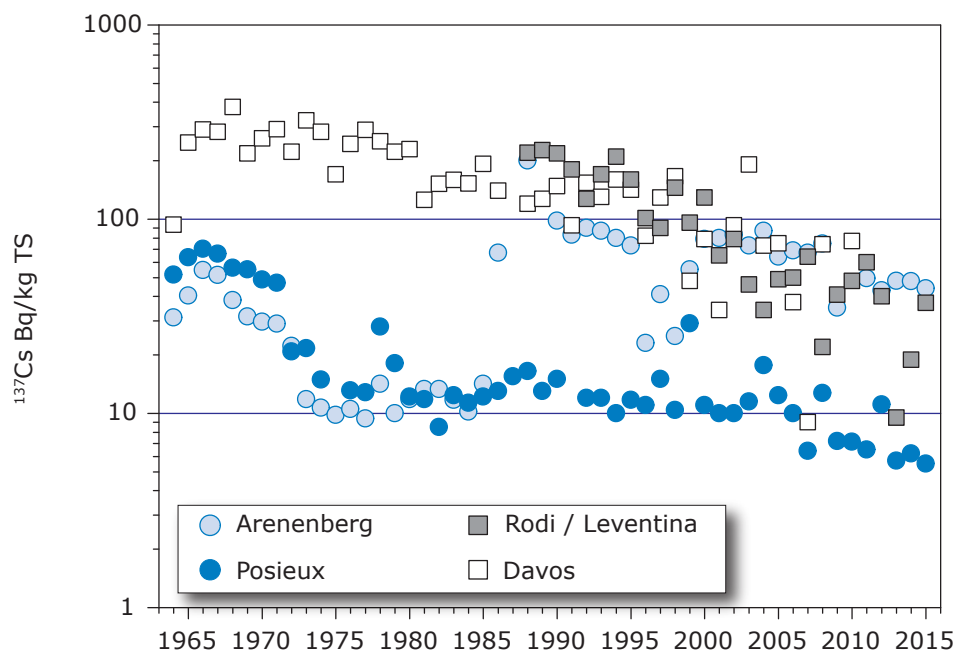
Die Resultate 2015 der Überwachung der Radioaktivität in Luft, Niederschlag, Gras und Boden sind vergleichbar mit jenen aus den Vorjahren und bestätigen, dass in diesen Umweltkompartimenten der überwiegende Teil der Radioaktivität natürlichen Ursprungs ist. Die Luftmessungen mit Hochvolumen Aerosolfiltern zeigen hauptsächlich kosmogenes ^7Be sowie ^{210}Pb und andere 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 entsprechende Abschnitte zu diesen Betrieben). In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel wenige Bq/l.

Im Erdboden dominieren die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen sowie das ^{40}K . Die künstlichen Isotope aus den Ablagerun-

gen 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 3) 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.

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 in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie für den Boden. Die Getreideproben zeigten keine nennenswerten Aktivitäten von künstlichen Radioisotopen. Bei der Kuhmilch lag der ^{137}Cs Gehalt meist unter der Nachweisgrenze von ca. 0.1 bis 2 Bq/l. Lediglich 3 von mehr als 140 im Berichtsjahr gemessenen Milchproben zeigten Werte von mehr als 2 Bq/l. Eine der Proben stammt aus dem Tessin (9.3 Bq/l) und zwei aus Graubünden (2.4 und 6.8 Bq/l). Der Toleranzwert von 10 Bq/l Milch wurde nicht überschritten. Die Südschweiz war ja die vom Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffene Gegend der Schweiz, was erklärt, warum das ^{137}Cs auch beinahe 30 Jahre nach dem Unfall noch messbar ist. Die ^{90}Sr -Gehalte der 56 daraufhin untersuchten Milchproben lagen alle unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/l geblieben (Maximalwert: 0.3 Bq/l).

Gewisse einheimische Wildpilze, zum Beispiel Zigeuner (Reifpilz) oder Maronenröhrling, können



Figur 3: ^{137}Cs (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2015).

immer noch erhöhte Gehalte von ^{137}Cs aufweisen. Die 37 vom Kantonalen Labor des Kantons Tessin im Berichtsjahr untersuchten einheimischen Wildpilzproben enthielten maximal 590 Bq/kg ^{137}Cs mit einem Durchschnittswert von 180 Bq/kg. Damit war der Toleranzwert für Wildpilze von 600 Bq/kg Frischgewicht in allen Proben eingehalten. Im 2015 hat der Kanton Tessin auch die systematischen Kontrollen von auf der Jagd erlegten Wildschweinen weitergeführt. Die dabei angewendeten Triagemessungen mit einem Dosisleistungsmessgerät wurden im Jahr 2013 durch den Kanton in Zusammenarbeit mit dem BAG eingeführt. Bei Überschreitung eines Schwellenwertes werden die Wildschweine vom Kantonstierarzt konfisziert und eine Probe für eine Labormessung genommen. 2015 wurde dabei ein Rekordwert für Wildschweinfleisch aus dem Kanton Tessin von 9'920 Bq/kg ^{137}Cs festgestellt. Über die ganze Jagdsaison zeigten 5% der 468 erlegten Tiere eine Überschreitung des FIV-Grenzwertes von 1'250 Bq/kg und wurden konfisziert. Vergleichbare Kontrollen wurden während der Jagdsaison 2014/2015 auch in den Kantonen Zürich und Aargau durchgeführt, ohne dass dabei bei den 80 bzw. 298 untersuchten Tieren Überschreitungen des Toleranzwertes festgestellt worden wären.

Nach dem Reaktorunfall in Fukushima-Daiichi hat die Schweiz gleich wie die Europäische Union ein Programm für die Kontrolle von Lebensmittelimporten aus Japan aufgestellt. Rund 100 Proben von Tee, Getreide, Reis, Algen, Meeresfrüchte und anderen Lebensmittel aus Japan wurden 2015 von den Kantonalen Laboratorien untersucht.

Dabei konnte in rund in einem Viertel der vom Kantonalen Labor Basel-Stadt untersuchten 21 Teeproben ^{137}Cs nachgewiesen werden und bei 3 Proben zusätzlich ^{134}Cs – ein klarer Hinweis auf eine Kontamination als Folge des Reaktorunfalles von Fukushima. Toleranzwertüberschreitungen wurden dabei aber in den Teeproben nicht festgestellt. Diese Feststellung gilt auch für die anderen aus Japan stammenden Lebensmittelproben.

Lebensmittelimporte aus anderen Ländern wurden wie jedes Jahr ebenfalls von den Kantonalen Laboratorien analysiert. 2015 handelte es sich dabei hauptsächlich um Wildfleisch und Wildpilze, welche bekannt dafür sind ^{137}Cs anzureichern. Toleranzwertüberschreitungen für dieses Radioisotop wurden in den untersuchten Proben keine festgestellt.

Zusammenfassend : Die 2015 in der Schweiz festgestellten Grenzwertüberschreitungen in Wildschweinfleisch sind, auch fast 30 Jahre danach, noch immer eine Folge des Reaktorunfalles in Tschernobyl. Andere Grenz- oder Toleranzwertüberschreitungen

in einheimischen und importierten Lebensmitteln wurden im Berichtsjahr keine festgestellt.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 4, 5 und 7.2.

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. 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 vorgegebenen Abgabelimiten 2015 eingehalten haben.

An einigen Stellen der Arealzäune der Kernkraftwerke Leibstadt und Mühleberg ist Direktstrahlung aus dem Werk deutlich messbar. In Mühleberg etwa zeigt die Auswertung der am Zaun angebrachten Dosimeter für die jährliche Umgebungsdosis Werte von bis zu 0.7 mSv (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von ebenfalls 0.7 mSv/Jahr). Der Immissionsgrenzwert für Direktstrahlung ist bei allen Kernkraftwerken 2015 eingehalten. Hier ist zu beachten, dass der Immissionsgrenzwert für Direktstrahlung für die Ortsdosis gilt und sich nicht auf Personendosen bezieht. Die gemessenen Werte können also nicht direkt mit dem quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.3 mSv/Jahr verglichen werden, da sich keine Person aus der Bevölkerung dauerhaft am Zaun aufhält.

Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2015 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt (siehe Kapitel 8.5 des vorliegenden Berichtes). Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren von Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub (maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation von 154 Promille in der Umgebung des Kernkraftwerks Leibstadt). Die zusätzliche jährliche Dosis durch dieses ^{14}C in Lebensmitteln beträgt aber nur wenige Mikro-Sv.

In den Flüssen werden die Auswirkungen der flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke im Wasser, in den Schwebestoffen, in Fischen und in Wasserpflanzen überwacht (bei Hagneck flussabwärts von Mühleberg, bei Klingnau unterhalb KKB sowie bei Prat-

teln flussabwärts von KKL). Da beim Kernkraftwerk Beznau die ^{58}Co - und ^{60}Co -Abgaben in den letzten Jahren deutlich verringert wurden, können heute im aquatischen Milieu (vorab in Schwebestoffen und in den Wasserpflanzen) meist nur noch die Abgaben des KKW Mühleberg, vor allem Kobaltisotope, nachgewiesen werden. Bei der Station Hagneck waren während und nach der Revision des KKM die Isotope ^{58}Co und ^{60}Co sowie ^{54}Mn und ^{65}Zn in den monatlichen Schwebestoffproben meist nachweisbar, wohingegen die Konzentrationen im Wasser im Berichtsjahr 2015 stets unterhalb der Nachweisgrenze lagen. In den Schwebestoffproben der Stationen Klingnau und Pratteln tauchten ^{60}Co und ^{54}Mn nur sporadisch auf. Bei den monatlichen Wasserproben dieser beiden Stationen lag zweimal ^{60}Co knapp über der Nachweisgrenze und zweimal ^{137}Cs , wobei das ^{137}Cs im Wesentlichen aus der Remobilisierung von alten Ablagerungen (Tschernobyl und Atombombenversuche der 60er Jahre) stammt.

Beim Tritium blieben die Monatsmittelwerte für Wasserproben aus der Aare und dem Rhein meist unter der Nachweisgrenze von 2 Bq/l mit Ausnahme der Monate Mai und Juni, wo, wie jedes Jahr, aufgrund der Abgaben des KKW Gösgen leichte Erhöhungen auftraten. Das höchste Monatsmittel von 10 Bq/l zeigte sich im bei Brugg entnommenen Aarewasser.

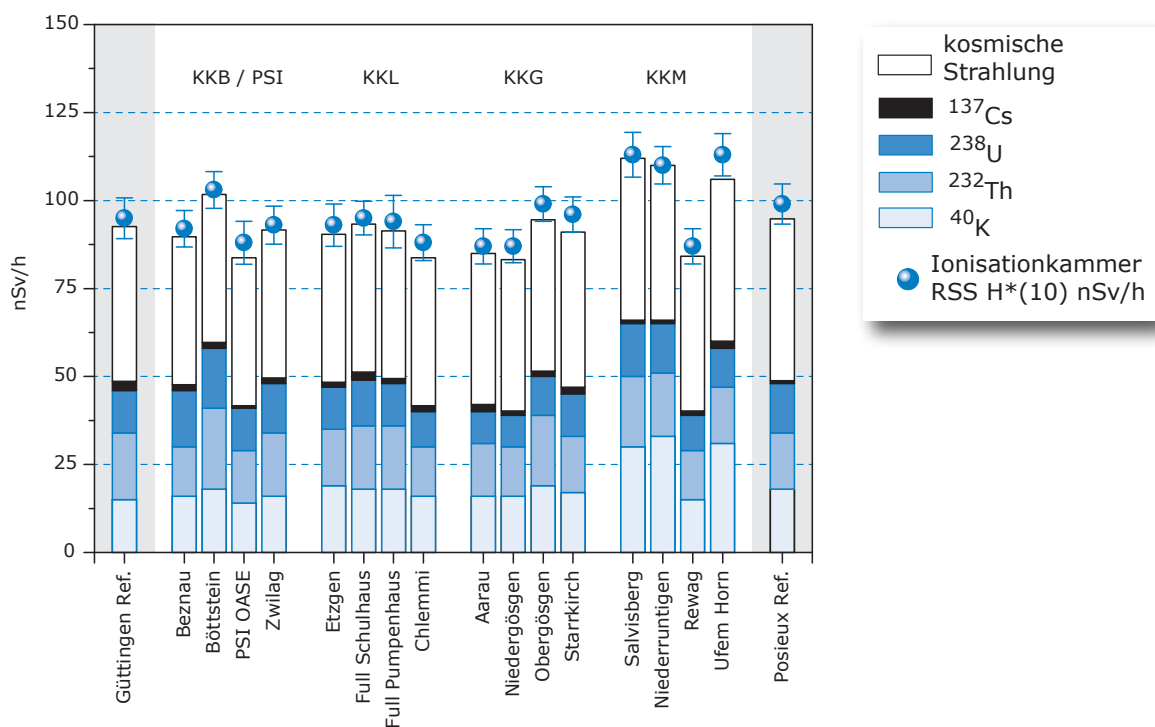
Die Resultate der Radioaktivitätsmessungen von Lebensmitteln aus der Umgebung der Kernkraftwerke waren ähnlich wie jene von Proben aus entfernten Gebieten im Mittelland.

Im Drainagewasser des Standortes des ehemaligen Kernreaktors in Lucens wurden seit den verdichteten Kontrollmessungen im Frühling 2012 keine erhöhten Tritiumwerte mehr festgestellt.

Wie die Figur 4 zeigt 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).

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 gesetzlichen und wissenschaftlichen Zielsetzungen Rechnung zu tragen und die Öffentlichkeit optimal informieren zu können.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 3.1, 4.4, 7.1, 7.2 und 8.1 bis 8.5.



Figur 4: Beiträge zur Ortsdosis ($H^*(10)$) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2015 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie an den Referenzstandorten Güttingen und Posieux (grau unterlegt) 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

Nach einer langen Shutdownphase für Unterhaltsarbeiten seit Februar 2013 wurde der LHC im Frühling 2015 schrittweise wieder in Betrieb genommen. Im Berichtsjahr waren damit alle Installationen des CERN am Laufen. Die interne Emissionskontrolle des CERN hat gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2015 deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten lagen. Dies bestätigt auch das unabhängige Überwachungsprogramm des BAG, das in der Umgebung des Forschungszentrums durchgeführt wurde. Die Messergebnisse zeigten wie in vergangenen Jahren vereinzelt Spuren von Radionukliden, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden, namentlich ^{24}Na und ^{131}I in der Luft und ^{22}Na im Wasser.

2015 wurden Spuren von Aktivierungsprodukten wie ^{22}Na , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{134}Cs und ^{152}Eu ebenfalls in Bodenproben vom Gelände des CERN am Standort Meyrin gemessen. Das gemessene Bodenmaterial stammt ursprünglich aus einer tieferen, nahe am Strahlrohr gelegenen Schicht, wo die gemessenen Isotope während des Betriebs des Beschleunigers aktiviert wurden. Bei Bauarbeiten wurde dieses Material ausgehoben und teilweise an der vom BAG beprobten Stelle abgelagert. So erklärt sich, warum Aktivierungsprodukte in einer an der Oberfläche genommenen Bodenprobe messbar sind.

Die durch das CERN verursachte Strahlenbelastung für die Bevölkerung in der Nachbarschaft und für die Umwelt bleibt sehr gering, da die maximalen Aktivitäten der Radionuklide, welche auf Tätigkeiten des CERN zurückzuführen sind, nur einen sehr kleinen Bruchteil der in der Schweiz geltenden Immissionsgrenzwerte erreichen.

Beim PSI darf die zusätzliche Strahlendosis für die Bevölkerung in der Umgebung 0.15 mSv/Jahr nicht übersteigen. Im Jahr 2015 blieb die tatsächliche zusätzliche Dosis unterhalb von 5 % dieses Wertes. Die Umweltüberwachung wird vom PSI selber sowie mit unabhängigen Messungen durch die Behörden durchgeführt. Ausser einigen sporadisch auftretenden erhöhten Tritiumkonzentrationen im Regenwasser zeigten die Überwachungsmessungen keinen auf den Betrieb der Forschungseinrichtungen des PSI zurückzuführenden Einfluss.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 8.

Tritium aus der Industrie

Gewisse Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. In der Schweiz ist Tritium das am häufigsten industriell verwendete Radionuklid, zum Beispiel zur Herstellung von Tritiumgas-Leuchtquellen oder

von radioaktiven Markern für die Forschung. Die betroffenen Betriebe sind verpflichtet der Aufsichtsbehörde ihre Emissionen mitzuteilen. Im Jahr 2015 haben alle Betriebe die in ihren Bewilligungen festgelegten Vorgaben für die Abgabe von radioaktiven Stoffen eingehalten. Spezifische Überwachungsprogramme des BAG kontrollieren die Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer.

Die 2015 im Niederschlag in unmittelbarer Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen Tritiumkonzentrationen liegen im unteren Teil des Erfahrungsbereiches aus früheren Jahren. Mit einem Maximum von 730 Bq/l war 2015 die Probenahmestation im Nordosten des Firmenstandortes für den höchsten Tritiumwert im Regen verantwortlich. Dieser Wert entspricht ungefähr 6 % des in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Immissionsgrenzwertes für öffentlich zugängliche Gewässer. Die Tritiumkonzentrationen in den wöchentlichen Regenproben in der Umgebung der Firma RC Tritec (Teufen/AR) bestätigen für 2015 den schon im Vorjahr festgestellten Rückgang und sind die Tiefsten seit Beginn der Überwachung (Maximum: 209 Bq/l, Mittelwert: 70 Bq/l).

In der Umgebung der Firma mb-microtec wurden auch Milchproben sowie verschiedene Früchte und Gemüse untersucht. Die Analysen ergaben, dass der Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq/l nicht überschritten wurde. Konkret lagen die Tritiumkonzentrationen in den Destillaten der geprüften Produkte in einer Bandbreite von 9 bis 16 Bq/l für Milch (4 Stichproben) und zwischen 8 und 45 Bq/l für Äpfel und Gemüse (11 Stichproben).

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 5, 9.1 und 9.3.

Radium-Altlasten

Nach dem Fund von mit Radium (^{226}Ra) kontaminierten Abfällen bei den Bauarbeiten für die Autobahn A5 auf einer ehemaligen Deponie in Biel und nach der Publikation einer Liste mit potentiell Radium-kontaminierten Gebäuden durch die Presse hat das BAG einen Aktionsplan Radium ausgearbeitet um die Hinterlassenschaften der Arbeiten mit Radium-Leuchtfarbe abschliessend zu bewältigen. Radium-Leuchtfarbe wurde zwischen 1920 und 1960 in Uhrenateliers aber auch in Wohnungen von Heimarbeitern für die Uhrenindustrie verwendet. Im Mai 2015 hat der Bundesrat den Radium Aktionsplan 2015-2019 gutgeheissen. Die wichtigsten Phasen dieses Plans sind historische Nachforschungen zu potenziell kontaminierten Gebäuden, diagnostische

Messungen und Beurteilung der Radium-Exposition von Bewohnern, Durchführung von Sanierungen bei Überschreitung des gesetzlichen Grenzwertes von 1 mSv/Jahr sowie die Prüfung und Überwachung von Deponien, die Radiumabfälle enthalten könnten. Bei den vor 1970 betriebenen Deponien und anderen Standorten, wo eine Kontamination mit Radium angenommen werden muss, hat das BAG für eine sachgerechte radiologische Überwachung und eine längerfristige Begleitung der Situation zu sorgen, insbesondere falls Sanierungsarbeiten anstehen. Das BAG nimmt diese Aufgabe in enger Zusammenarbeit mit dem BAFU sowie mit den betroffenen Gemeinden und Kantonen wahr. Beginnen werden die Arbeiten der «Phase Deponien» im 2016.

Emissionen von Radionukliden aus den Spitälern

In Spitälern wird bei der Diagnostik und Behandlung von Schilddrüsenerkrankungen ^{131}I verwendet. Weitere Radionuklide kommen zu anderen diagnostischen und therapeutischen Zwecken zum Einsatz. Iodtherapie-Patienten, die mit weniger als 200 MBq ($1 \text{ MegaBq} = 10^6 \text{ Bq}$) 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 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.

*Für weiterführende Informationen
siehe Kapitel 9.2 und 9.3.*

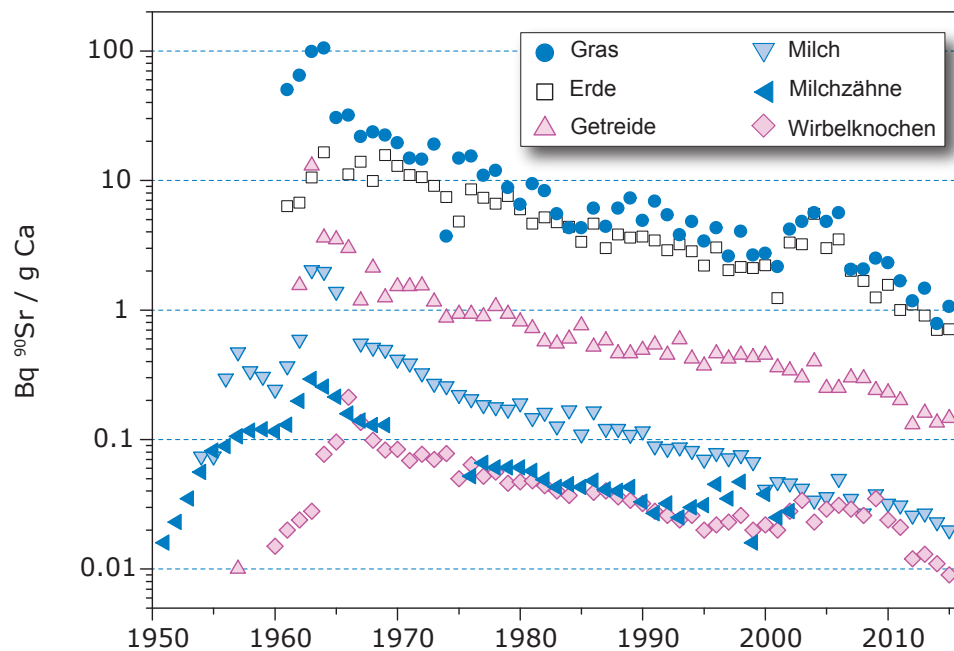
Messungen am menschlichen Körper

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.

Die seit rund 40 Jahren durchgeführten Ganzkörpermessungen durch das Universitätsspital in Genf konnten im Jahr 2015 weitergeführt werden, aber seit 2014 an Studenten und Studentinnen und nicht wie vorher an Gymnasiasten und Gymnasiastinnen. Die Resultate der Messungen ergaben ^{137}Cs -Werte, die unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/kg lagen. Für das natürliche ^{40}K wurden im Mittel Werte von rund 57 Bq/kg bei den Frauen und 70 Bq/kg bei den Männern gemessen.

Die ^{90}Sr -Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen liegt heutzutage bei nur einigen Hundertstel Bq/g Kalzium (Figur 5). 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 5) sind deshalb nach Geburtsjahr der Kinder aufgeführt. Dies erklärt, weshalb die Kurven zu den Milchzähnen und zur Milch beinahe parallel verlaufen.

*Für weiterführende Informationen
siehe Kapitel 6.1 und 6.2.*



Figur 5:
⁹⁰Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2015 entnommenen Proben (logarithmische Skala).

Beurteilung

Strahlenrisiko durch künstliche Radioaktivität in der Umwelt bleibt klein

In der Schweiz lagen 2015 die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aufgrund künstlicher Strahlenquellen, wie in den Vorjahren, deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko kann daher als sehr klein eingestuft werden.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umweltradioaktivität 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 ¹³⁷Cs 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 Jura und in Teilen der Nordostschweiz. Die gemessenen Konzentrationen nehmen zwar seit 1986 kontinuierlich ab, das Radiocäsium aus Tschernobyl ist aber dennoch verantwortlich für die 2015 in einigen Wildschweinfleischproben aus dem Tessin festgestellten Grenzwertüberschreitungen.

Die Ergebnisse der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken und Forschungsanstalten sind vergleichbar mit jenen aus früheren Jahren. Spuren von emittierten Radionukliden können in der Um-

gebung zwar nachgewiesen werden (zum Beispiel ¹⁴C in Blättern in der Umgebung von Kernkraftwerken sowie kurzlebige Radionuklide wie ²⁴Na und ¹³¹I in der Luft bei Forschungszentren); die Emissionen sind aber deutlich unterhalb der bewilligten Mengen.

Die Überwachung der Tritium-verarbeitenden Industrien zeigt in deren unmittelbarer Nähe einen Rückgang des Einflusses von Tritium auf die Umwelt (Regen und Lebensmittel), verglichen mit früheren Jahren. Die maximale gemessene Konzentration entspricht einer Ausschöpfung von 6% des Immissionsgrenzwertes für Tritium in öffentlich zugänglichen Gewässern.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Nachbarschaft von Kernkraftwerken, Forschungseinrichtungen und Industrien sehr gering geblieben sind. Die tiefen Messwerte für künstliche Radionuklide in der Umwelt zeigen ein ordnungsgemässes Funktionieren dieser Betriebe und 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 rayonnements 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.

Par ailleurs, la surveillance mise en place doit 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 et 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 plusieurs instituts universitaires. La liste complète des laboratoires participant au programme de surveillance figure 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. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant de déterminer directement le niveau de 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 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 gérée par l'OFSP. Depuis 2015, une large palette de

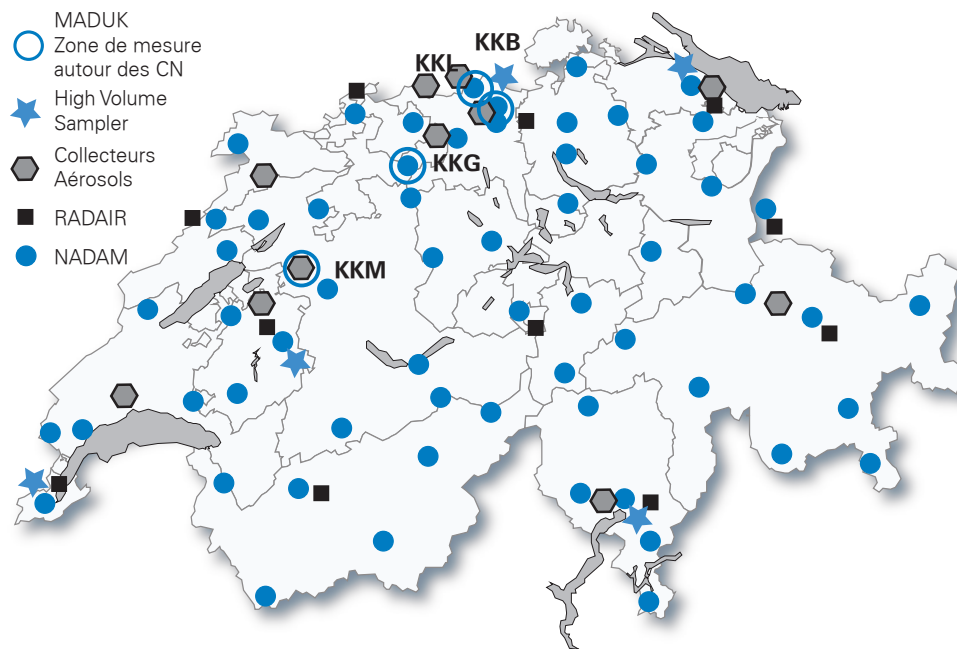


Figure 1:
Réseaux de mesure pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols).

résultats est consultable en ligne sur le site www.radenviro.ch. Ce site web nouvellement créé regroupe tous les résultats des mesures de la radioactivité effectuées en Suisse dans des échantillons de l'environnement, tels que l'air, le sol, l'herbe, le lait ou l'eau. Pour l'heure, les résultats des mesures spéciales (par ex. mesure dans les vertèbres, dents de lait, ^{14}C dans les feuillages, etc.) ne sont publiés que dans le rapport annuel. Les programmes de surveillance sont comparables à ceux en vigueur dans les pays voisins. Les techniques d'échantillon-

nage 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.

Un nouveau réseau automatique surveille la radioactivité de l'Aar et du Rhin

En mai 2013, suite à l'accident de Fukushima au Japon, le Conseil fédéral a décidé que le réseau automatique de surveillance de l'air, RADAIR, exploité

par l'OFSP, devait être rénové et étendu à la surveillance en continu des eaux de rivière. En effet, il n'existait jusqu'alors aucun dispositif automatique de mesure de la radioactivité dans les eaux de rivière en Suisse. Depuis novembre 2015, le nouveau réseau automatique de surveillance de la radioactivité dans les eaux de rivière, baptisé URAnet aqua, est opérationnel et mesure en continu le niveau de radioactivité de l'Aar et du Rhin. Il permet de détecter, dans un délai de 10 minutes, toute augmentation anormale de la radioactivité dans l'eau et de générer une alarme. Ce nouveau dispositif permet de combler une lacune de la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse.

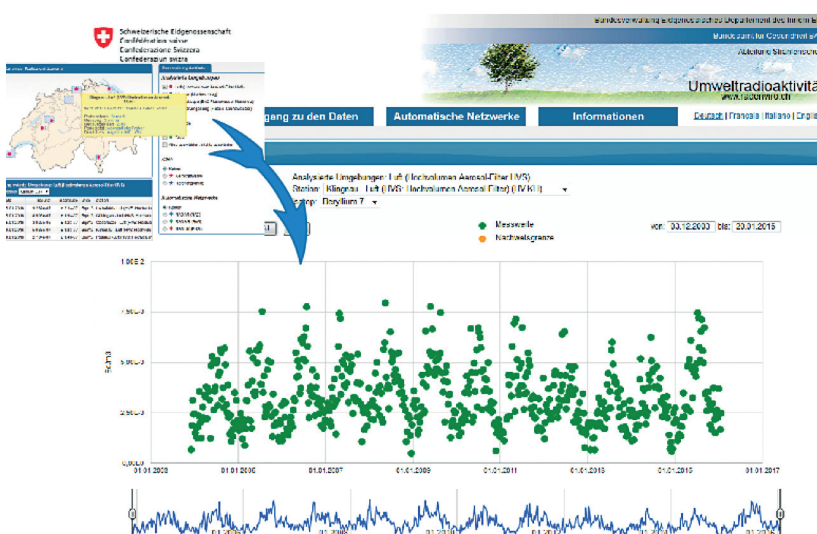


Figure 2:
Plateforme de consultation en ligne des mesures de la radioactivité dans des échantillons de l'environnement: www.radenviro.ch

Le réseau est constitué de sondes de mesure installées dans l'Aar et le Rhin en aval des centrales nucléaires ainsi qu'à Bâle. Plus précisément, elles se situent à Radelfingen, Hagneck, Aarau, Laufenburg et Bâle. Les nouvelles sondes permettront entre autre d'avertir rapidement les fournisseurs d'eaux potables en cas de valeurs élevées. La ville de Bâle, par exemple, s'approvisionne presque entièrement en eau potable à partir du Rhin. Grâce aux nouvelles mesures disponibles, les fournisseurs d'eau pourront stopper à titre préventif le pompage des eaux fluviales, même en cas de contamination de faible ampleur. En cas de contamination radioactive importante des eaux de rivière, suite à un accident grave dans une centrale nucléaire, une alarme sera automatiquement envoyée à la centrale nationale d'alarme (CENAL), afin qu'elle puisse ordonner les mesures de protection nécessaire pour la population.

Les moyennes journalières des mesures peuvent être consultées sur la nouvelle plateforme internet «Radenviro» de l'OFSP (www.radenviro.ch).

Le remplacement des moniteurs d'aérosols du réseau RADAIR est quant à lui planifié entre 2016 et 2017.

Résultats de la surveillance 2015

Surveillance générale:

air, précipitations, eaux, sols, herbes, lait et autres denrées alimentaires

Les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air, les précipitations, l'herbe et le sol obtenus en 2015 sont restés semblables 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 ont par exemple montré que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels tels que 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 différents endroits (voir chapitres consacrés à la surveillance de ces entreprises). 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.

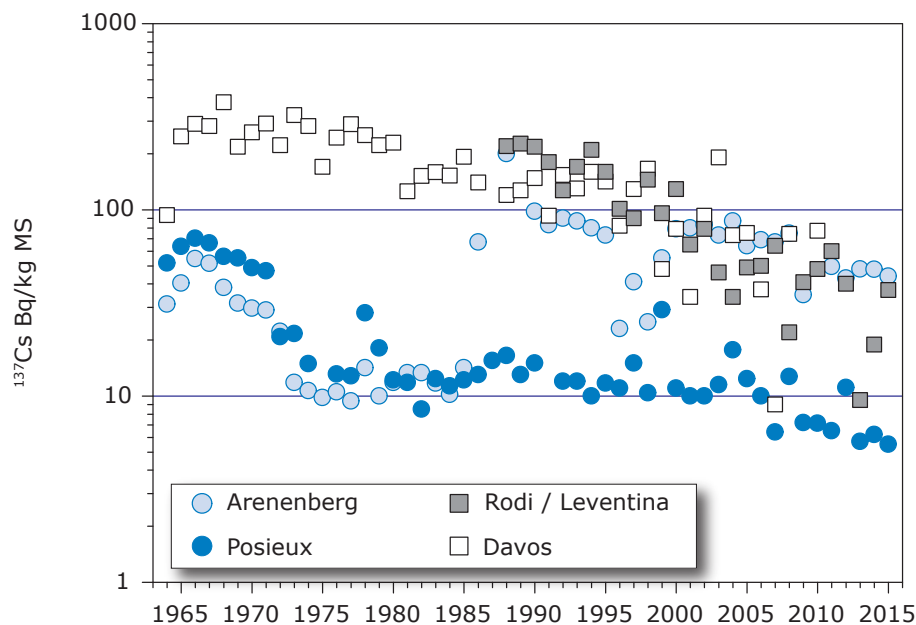


Figure 3:

^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964-2015).

Dans les Alpes et le sud des Alpes, les valeurs relevées pour le ^{137}Cs (voir fig. 3) 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 forme de traces. Leur répartition régionale est similaire à celle enregistrée pour le sol. Les échantillons de céréales ainsi que de fruits et légumes prélevés en Suisse 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 d'env. 0.1 à 2 Bq/l. Seuls 3 échantillons sur les env. 140 analysés en 2015 ont présenté une concentration de ^{137}Cs supérieure à 2 Bq/l. L'un provenait du Tessin (9.3 Bq/l), les deux autres (2.4 à 6.8 Bq/l) des Grisons. Aucun dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 10 Bq/l pour ce radionucléide dans le lait, n'a toutefois été constaté. Rappelons que le Tessin a été la région la plus touchée de Suisse par les retombées radioactives consécutives à l'accident de Tchernobyl, ce qui explique que le ^{137}Cs y soit toujours mesurable dans certains échantillons plus de 25 ans après l'accident. Avec une valeur maximale de 0.3 Bq/l, les teneurs en ^{90}Sr enregistrées dans les 56 échantillons de lait analysés en 2015 sont toutes restées bien inférieures à la valeur de tolérance fixée à 1 Bq/l pour ce radionucléide.

Certains champignons sauvages indigènes, notamment les bolets bails et les pholiotas ridés présentent toujours des valeurs accrues de ^{137}Cs . Avec une valeur maximale de 590 Bq/kg (valeur moyenne de 180 Bq/kg), aucun dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 600 Bq/kg pour le césium dans les champignons sauvages, n'a toutefois été constaté en 2015 parmi les 37 échantillons de champignons indigènes analysés par le laboratoire cantonal du Tessin. En 2015, le canton du Tessin a également poursuivi son contrôle systématique des sangliers chassés sur son territoire. Une mesure de tri, effectuée sur place à l'aide d'un instrument dosimétrique, a été mise en place dès 2013 par le canton du Tessin en collaboration avec l'OFSP. Si la valeur-seuil est dépassée, le sanglier est confisqué et un échantillon est prélevé pour mesure en laboratoire. Une activité record de 9'920 Bq/kg a ainsi été enregistrée dans la viande d'un sanglier chassé en 2015. Sur l'année, 5 % des 468 sangliers abattus ont présenté des activités de ^{137}Cs (dans la viande) supérieures à la valeur limite fixée à 1'250

Bq/kg dans l'OSEC et ont été confisqués par le vétérinaire cantonal. De telles campagnes de mesure ont également été réalisées au cours de la période 2014/2015 par les cantons de Zürich et d'Argovie. Aucun dépassement de la valeur de tolérance n'a été constaté parmi les 80, resp. 298, sangliers analysés.

Suite à l'accident de Fukushima-Daichi, la Suisse comme l'Union Européenne, a initié un programme de contrôle des denrées alimentaires en provenance du Japon. Environ 100 échantillons, essentiellement de thés, mais également de céréales, de riz, d'algues, de fruits de mer et d'autres denrées alimentaires en provenance du Japon ont ainsi été analysés par les laboratoires cantonaux en 2015. Un quart des 21 échantillons de thé analysés par le laboratoire cantonal de Bâle-ville ont présenté des traces de ^{137}Cs , dont 3 comprenaient également des traces de ^{134}Cs , indiquant un marquage par des contaminations radioactives consécutives à l'accident de Fukushima. Toutefois les valeurs mesurées sont en nette diminution par rapport aux années précédentes et aucun dépassement de la valeur de tolérance pour les isotopes du césium n'a été enregistré dans ces échantillons (en tenant compte de la dilution consécutive à la préparation du thé). Ce constat s'applique d'ailleurs aux autres échantillons de denrées alimentaires analysés en provenance du Japon.

Des analyses de denrées alimentaires importées d'autres pays ont également été effectuées, comme chaque année, par les laboratoires cantonaux. En 2015, ces analyses ont essentiellement porté sur la viande de chasse et les champignons sauvages, qui sont connus pour accumuler davantage le ^{137}Cs . Aucun dépassement de la valeur de tolérance pour le ^{137}Cs n'a été constaté dans ces échantillons.

Ainsi, les quelques dépassements des valeurs limites constatés en 2015 dans la viande de sanglier sont, près de 30 ans après sa survenue, toujours liées à l'accident de Tchernobyl. Aucun autre dépassement des valeurs de tolérance ou des valeurs limites n'a pu être mis en évidence dans les denrées alimentaires (indigènes ou importées) au cours de l'année sous revue.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 4, 5 et 7.2.

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'explo-

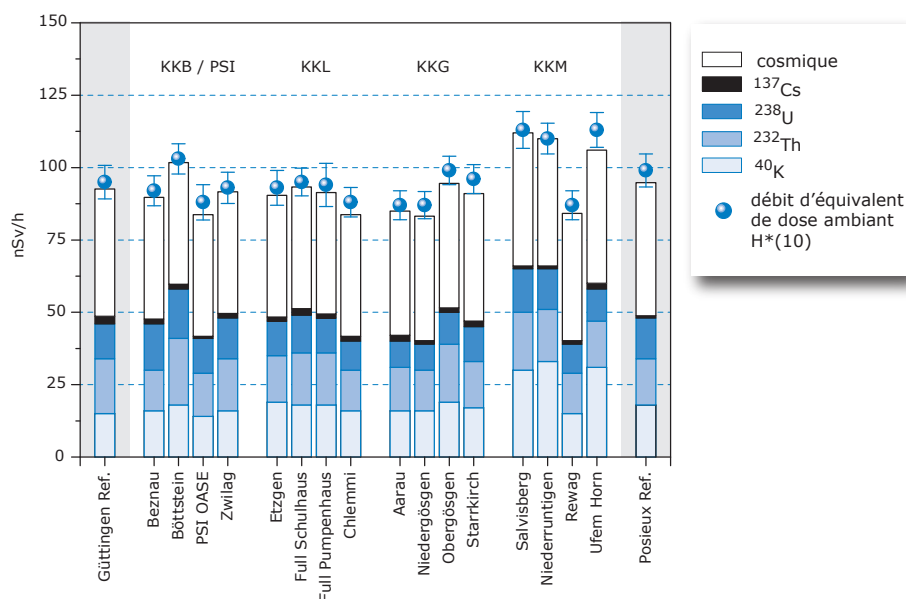


Figure 4:

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ($H^*(10)$) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2015 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'aux sites de référence de Güttingen et Posieux (grisé). 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.

tant 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 2015.

La contribution du rayonnement direct est clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. A Mühleberg par exemple, l'évaluation des dosimètres disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose ambiante annuelle pouvant atteindre 0.7 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève également à 0.7 mSv/an). La valeur limite d'immission pour le rayonnement direct a toutefois été respectée par toutes les installations en 2015. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

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 2015 (voir chapitre 8.5 du présent rapport). Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, ont mis en évidence les traces des rejets atmos-

phériques, comme des valeurs accrues de ¹⁴C dans les feuillages (augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 154 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 micro-Sv.

Le programme de surveillance visant à déterminer l'impact des rejets liquides des centrales nucléaires sur l'environnement comprend l'analyse d'échantillons d'eaux, de sédiments, de poissons et de certaines plantes aquatiques à Hagneck (en aval de KKM), Klingnau (aval de KKB) et Pratteln (aval de KKL). En raison de la réduction significative des rejets en ⁵⁸Co et ⁶⁰Co par la centrale de Beznau au cours des dernières années, seules des traces de rejets liquides de la centrale nucléaire de Mühleberg (essentiellement les isotopes du cobalt) peuvent aujourd'hui être mesurées dans le milieu aquatique (essentiellement sédiments et certaines plantes aquatiques). Il est à relever que si du ⁵⁴Mn, du ⁵⁸Co, du ⁶⁰Co et même du ⁶⁵Zn ont pu être mis en évidence dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck, essentiellement pendant et après la période de révision, aucun de ces radionucléides n'a été décelé dans les échantillons d'eau de l'Aar prélevés à cette même station en 2015. Dans les échantillons de sédiments prélevés à Klingnau et Pratteln, le ⁶⁰Co et le ⁵⁴Mn ne sont présents que de façon sporadique et dans les eaux seul deux échantillons dépassent légèrement la limite de détection pour le ⁶⁰Co et dans

deux autres échantillons des traces de ^{137}Cs ont été mesurées. De manière générale, le ^{137}Cs , provenant de la remobilisation des dépôts de Tchernobyl et des essais d'armes atomiques des années 60, est le seul émetteur gamma d'origine artificielle régulièrement mesuré dans les échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin en 2015.

Les concentrations mensuelles de tritium dans l'Aar et le Rhin sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l à l'exception de la période mai-juin, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (concentration mensuelle moyenne atteignant 10 Bq/l dans les échantillons d'eau de l'Aar prélevés à Brugg) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Les résultats des mesures de la radioactivité dans les denrées alimentaires prélevées au voisinage des centrales sont semblables à ceux enregistrés ailleurs sur le Plateau Suisse.

A noter qu'aucune valeur élevée de tritium n'a plus été enregistrée dans le système de drainage de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens, depuis la mise en place par l'OFSP du programme de surveillance rapprochée au printemps 2012.

Hormis les exemples précités et comme le montre la figure 4, les résultats des mesures environnementales effectuées au voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux enregistrés dans les régions situées hors de l'influence de ces installations. 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).

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

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 3.1, 4.4, 7.1, 7.2 et 8.1 à 8.5.

Surveillance des centres de recherche

Après une longue période d'arrêt pour maintenance (depuis février 2013), le LHC a été progressivement remis en service au printemps 2015. Les installations du CERN étaient donc toutes en fonction au

cours de l'année sous revue. Le contrôle des émissions des installations du CERN a indiqué des rejets effectifs nettement en dessous des limites réglementaires en 2015. Ce constat est confirmé par le programme de surveillance indépendant mis en oeuvre par l'OFSP autour du centre de recherche. Les mesures effectuées ont révélé, comme par le passé, la présence de traces sporadiques de certains radio-isotopes produits par les accélérateurs du CERN, notamment le ^{24}Na et l' ^{131}I dans l'air ou le ^{22}Na dans l'eau. En 2015 des traces de produits d'activation tels que ^{22}Na , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{134}Cs et ^{152}Eu ont également été mesurées dans un échantillon de sol prélevé dans l'enceinte du CERN, sur le site de Meyrin. Cette terre provenait initialement d'une zone souterraine située à proximité d'une ligne de faisceau et certains de ces éléments ont été activés lors du fonctionnement des accélérateurs. La terre a été excavée lors de la réalisation de travaux, puis en partie remise à son emplacement initial. L'autre partie a été déposée ailleurs ce qui explique que ces radionucléides aient pu être mesurés dans un échantillon de sol prélevé à la surface. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est toutefois resté très faible. En effet, les activités maximales des radioéléments attribuables au centre de recherche relevées dans l'environnement n'ont représenté que d'infimes fractions des valeurs limites fixées par la législation suisse sur la radioprotection.

La dose d'irradiation reçue par la population vivant au voisinage du PSI ne doit pas excéder, au total, 0.15 mSv/an. En 2015, 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 les autorités qui effectuent des mesures supplémentaires indépendantes. Hormis quelques valeurs sporadiquement plus élevées de tritium dans les précipitations, les résultats de la surveillance au voisinage du PSI n'ont pas mis en évidence de marquage de l'environnement dû au fonctionnement des installations du centre de recherche.

Pour les informations détaillées, se référer au chapitre 8.

Tritium dans l'industrie

Certaines entreprises industrielles utilisent des substances radioactives, le tritium étant 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 tenues de communiquer le bilan de leurs

émissions à l'autorité de surveillance. En 2015, 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. Le tritium est ainsi analysé dans les précipitations, l'humidité de l'air et les eaux superficielles.

Les concentrations de tritium enregistrées en 2015 dans les précipitations au voisinage de l'entreprise Mb Microtec, à Niederwangen, se situent clairement dans la fourchette inférieure des valeurs observées par le passé. C'est toutefois dans la station de collecte située au nord-est de cette entreprise qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année 2015, soit une concentration maximale de 730 Bq/l. Cette valeur représente environ 6% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public. Les concentrations de tritium mesurées en 2015 dans les échantillons hebdomadaires de précipitations de Teufen/AR, au voisinage de l'entreprise RC Tritec, confirment la baisse observée en 2014 et sont les plus faibles observées depuis le début de la surveillance (concentration maximale de 209 Bq/l et moyenne de 70 Bq/l).

Des échantillons de lait et de fruits et légumes ont également été prélevés au voisinage de l'entreprise Mb Microtec. Les résultats indiquent 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 9 et 16 Bq/l pour le lait (4 échantillons) et entre 8 et 45 Bq/l pour les 11 échantillons de fruits et légumes.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 9.1 et 9.3.

Héritages radiologiques

Suite à la découverte de déchets contaminés au radium lors de travaux effectués sur le site d'une ancienne décharge à Bienne (chantier de l'autoroute A5) et à la publication par les médias en juin 2014 d'une liste de sites potentiellement contaminés au radium (anciens ateliers horlogers et appartements utilisés pour du travail à domicile), l'OFSP a élaboré un plan d'action dans le but de régler le problème des héritages radiologiques liés à l'application de peinture luminescente au radium dans l'industrie horlogère entre 1920 et 1960. En mai 2015, le Conseil fédéral a approuvé ce Plan d'action radium 2015-2019. Les quatre axes principaux de ce plan sont la recherche historique des bâtiments potentiellement contaminés, les mesures de diagnostic

du radium dans ces bâtiments, la réalisation d'un assainissement en cas de dépassement de la limite de 1 milliSievert (mSv) par an et la surveillance des décharges pouvant contenir des déchets contaminés au radium. Dans les décharges en activité avant 1970 et autres sites identifiés comme potentiellement contaminés au radium, l'OFSP est chargé de mettre en place une surveillance radiologique appropriée et de garantir un suivi de la situation en particulier lorsque le site doit être assaini ou réhabilité. Ce volet du plan d'action est mis en œuvre en étroite collaboration avec l'OFEV ainsi que les communes et cantons concernés par ces sites. Ce volet spécifique du plan d'action radium débutera en 2016.

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. 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 excréments de ces patients sont collectés 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.

Pour davantage d'informations, consulter les chapitres 9.2 et 9.3.

Radioactivité assimilée par le corps humain

L'assimilation de radionucléides par l'intermédiaire de la nourriture peut être analysée 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. Les mesures au corps entier réalisées aux hôpitaux universitaires genevois depuis près de 40 ans se sont poursuivies en 2015, mais celles-ci sont effectuées depuis 2014 sur des étudiant(e)s et non plus sur des collégiennes et collégiens comme par le passé. Les résultats de ces mesures ont montré des valeurs de ^{137}Cs inférieures à la limite de détection de 1 Bq/kg. Le ^{40}K naturel s'élève en

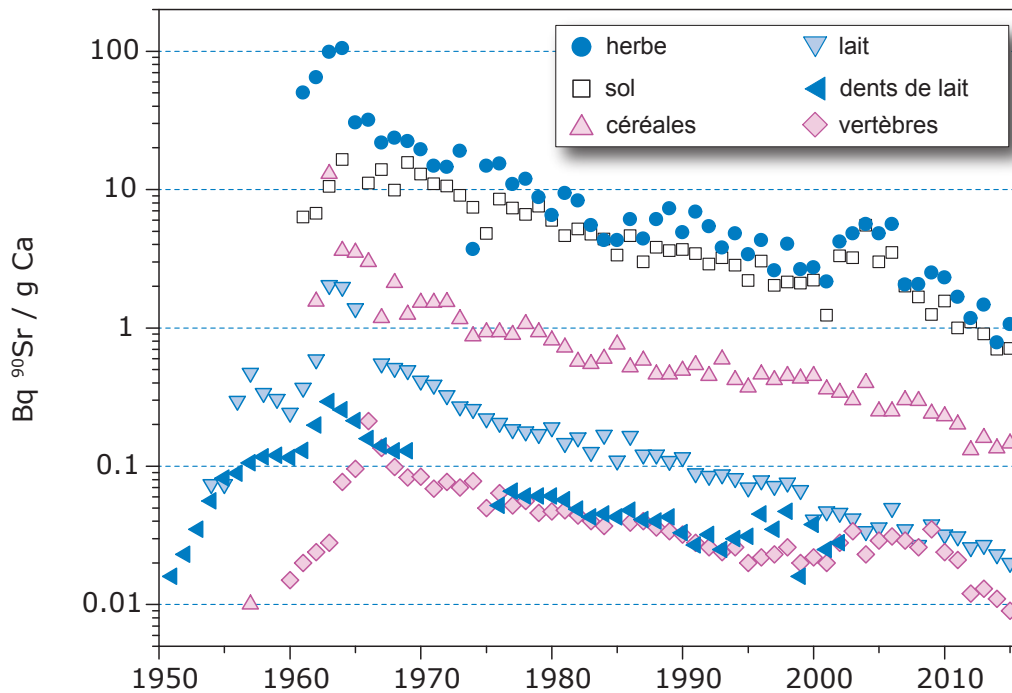


Figure 5:
 ^{90}Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2015.

moyenne à environ 57 Bq/kg chez les femmes et à 70 Bq/kg chez les hommes. La teneur en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait n'est plus aujourd'hui que de quelques centièmes de Bq/g de calcium (figure 5). Le strontium est assimilé par le corps 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 . Quant à la formation des dents de lait, elle débute, dans les mois précédant 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 5) 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.

Pour les informations détaillées,
se référer aux chapitres 6.1 et 6.2.

Evaluation

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

En Suisse, les concentrations de radionucléides dans l'environnement et les doses d'irradiation de la population dues aux sources de rayonnements artificielles sont restées en 2015, comme les années précédentes, nettement inférieures aux limites légales; le risque sanitaire correspondant peut donc être considéré comme très 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. Même si les concentrations mesurées diminuent régulièrement depuis 1986, le ^{137}Cs est encore responsable des dépassements des valeurs limites observés dans la viande de certains sangliers chassés au Tessin.

Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de la surveillance des centrales nucléaires et des centres de recherche sont semblables à ceux enregistrés au cours des années précédentes. Même si des traces de radionucléides émis par ces installations sont décelables dans l'environnement (par exemple le ^{14}C dans les feuillages au voisinage des centrales nucléaires ou des isotopes de courte période tels que ^{24}Na et ^{131}I dans l'air au voisinage des centres de recherche), les rejets qui en sont à l'origine sont nettement inférieurs aux limites réglementaires. La surveillance mise en oeuvre au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium a montré une diminution du marquage de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide à proximité immédiate de ces entreprises par rapport aux années précédentes. Les concentrations enregistrées dans les précipitations ont ainsi atteint au maximum 6 % de la valeur limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public.

En conclusion, les conséquences radiologiques liées au fonctionnement des centrales nucléaires, centres de recherche et industries sont restées très faibles pour les populations avoisinantes. Les traces de radioactivité artificielle décelées reflètent un fonctionnement normal de ces installations et témoignent de l'efficacité des programmes de surveillance mis en oeuvre.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015
Résultats 2015



2

Strahlendosen Doses de rayonnements

Strahlendosen	32
Einführung	32
Strahlendosen der Bevölkerung	32
Strahlenbelastung durch Radon	32
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	33
Terrestrische und kosmische Strahlung	33
Radionuklide in der Nahrung	33
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	33
Berufliche Strahlenexposition	33
Doses de rayonnements	34
Introduction	34
Doses de rayonnement reçues par la population	34
Doses de rayonnement dues au radon	34
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	35
Rayonnement terrestre et cosmique	35
Radionucléides dans les aliments	35
Autres sources de rayonnement (artificielles)	35
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	35



2.1 Strahlendosen

P. Steinmann
S. Estier
Sektion Umweltradioaktivität
URA / BAG
3003 Bern

Einführung

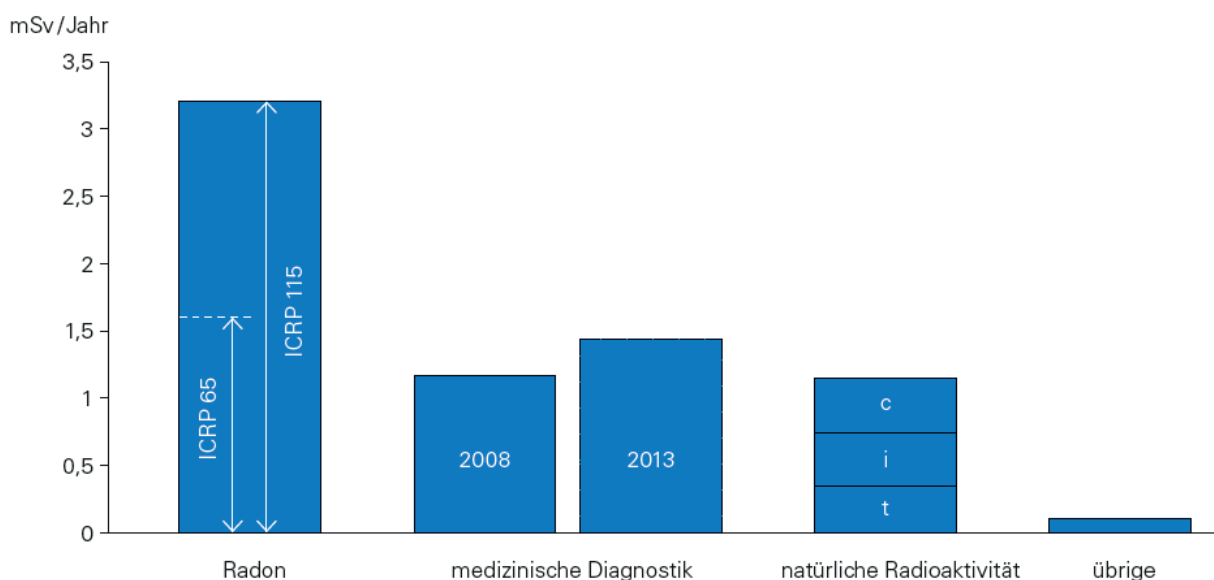
Der grösste Anteil an der Strahlenbelastung der Bevölkerung stammt vom Radon in Wohn- und Arbeitsräumen sowie von medizinischen Untersuchungen. Die Bevölkerung ist von diesen Strahlungsquellen unterschiedlich stark betroffen. Bei Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, gab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

Strahlendosen der Bevölkerung

Die drei wichtigsten Ursachen für die Strahlenbelastung der Bevölkerung sind das Radon in Wohnungen, die medizinische Diagnostik sowie die natürliche Strahlung (Figur 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.

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



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 bzw. auf der Zwischenerhebung von 2013. 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.

werden. Sie beträgt mit den neuen Risikofaktoren 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.

Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die Dosis aufgrund medizinischer Anwendungen (Röntgendiagnostik) beträgt auf die gesamte Bevölkerung umgerechnet 1.2 mSv/Jahr pro Person (Auswertung der Erhebung 2008) bzw. 1.4 mSv/Jahr pro Person (Auswertung der Zwischenerhebung 2013). Mehr als zwei Drittel der jährlichen kollektiven Strahlendosis in der Röntgendiagnostik verursachen computertomografische Untersuchungen. 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 pro Jahr aus und hängt davon ab, wie der Untergrund zusammengesetzt ist. 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 dadurch die abschwächende Lufthülle der Erde dünner wird. In 10 km Höhe ist die kosmische Strahlung deshalb 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. Das Flugpersonal kann eine Dosis von bis zu einigen mSv pro Jahr erhalten.

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 Nah-

runge vor; hauptsächlich die Nuklide ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr von den Kernwaffenversuchen der 1960er-Jahre und vom Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die regelmässigen 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, Konsumgüter und Gegenstände des täglichen Lebens sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt. Der radioaktive Ausfall durch den 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.

Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken, 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. 94'000 Personen beruflich strahlenexponiert. Diese Zahl steigt kontinuierlich (+30% seit 2004), ca. 75% dieser Personen arbeiten im medizinischen Bereich.

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 «Dosimetrie der beruflich strahlenexponierten Personen in der Schweiz» zu entnehmen, der im Sommer 2016 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 de la population aux rayonnements est due au radon dans les habitations et sur les lieux de travail, ainsi qu'aux examens médicaux. L'exposition à ces sources varie largement d'un individu à l'autre. Durant l'année 2015, aucun dépassement de limites de dose n'a été observé chez les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession.

Doses de rayonnement reçues par la population

L'exposition de la population provient principalement du radon dans les locaux intérieurs, du diagnostic médical et de la radioactivité naturelle (figure 1). La valeur limite de dose due à des expositions artificielles (applications médicales exceptées) est fixée à 1 milliSievert (mSv) par an pour la population. L'exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel est réglementée par des dispositions spécifiques, en particulier pour les jeunes et les femmes enceintes.

Doses de rayonnement dues au radon

Le radon-222 et ses descendants radioactifs, présents 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 (CIPR 115, 2010). En conséquence, la dose moyenne de radon à laquelle la population suisse est exposée doit être corrigée vers le haut. Elle s'élève maintenant à 3,2 au lieu

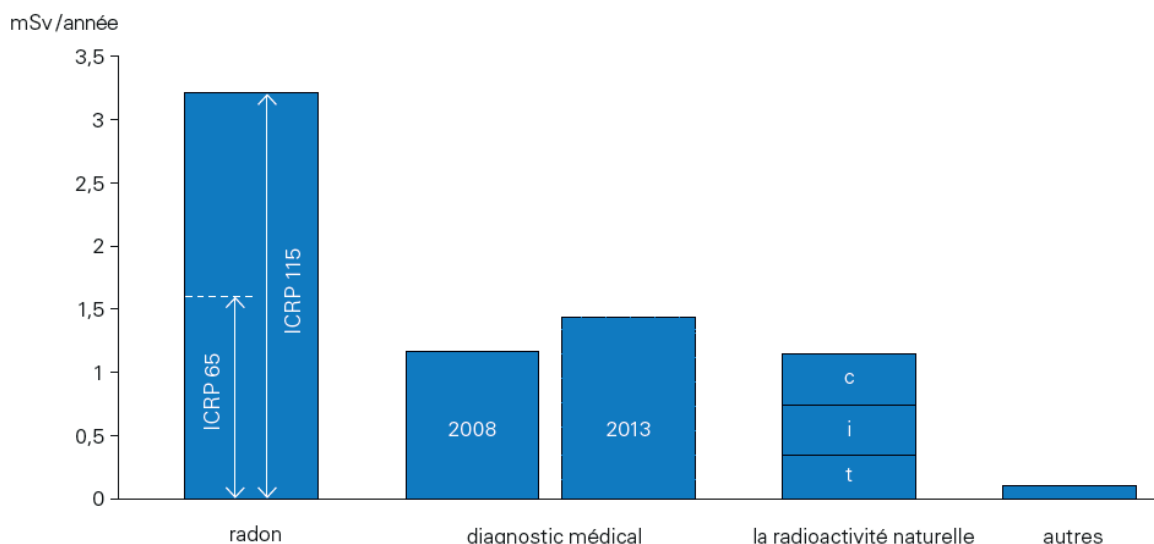


Figure 1:

Doses moyennes de rayonnement reçues par la population suisse [en mSv/an/ personne]. La dose inhérente au radon est, selon la nouvelle évaluation de la CIPR (115, 2010), sensiblement revue à la hausse par rapport à l'estimation de la CIPR 65. La dose induite par le radiodiagnostic médical se base sur l'enquête de 2008 et sur l'enquête intermédiaire de 2013. 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 radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement

de 1.6 mSv par an, 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 de radon, à savoir 75 becquerels par mètre cube (Bq/m³).

Doses de rayonnement dues au diagnostic médical

La dose moyenne reçue par la population par le biais d'applications médicales (diagnostic radiologique) est de 1,2 mSv par an et par personne selon l'évaluation de l'enquête de 2008 et de 1.4 mSv par an et par personne selon l'évaluation de l'enquête intermédiaire de 2013. 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 entre les personnes. Environ deux tiers de la population ne reçoit pratiquement aucune dose associée au radiodiagnostic, alors que la dose excède 10 mSv pour un faible pourcentage de la population.

Rayonnement terrestre et cosmique

Le rayonnement terrestre, c'est-à-dire le rayonnement provenant du sol et des roches, induit une dose moyenne de 0.35 mSv par an et dépend de la composition du sol. La dose associée au rayonnement cosmique s'élève en moyenne à 0.4 mSv par an. Ce rayonnement augmente avec l'altitude, car la couche d'air qui l'atténue diminue. Il est environ 100 fois plus élevé à 10'000 mètres d'altitude 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 par an, la contribution la plus importante provenant du ⁴⁰K fixé dans les tissus musculaires (environ 0.2 mSv par an). En plus du ⁴⁰K, les aliments contiennent des radionucléides issus des séries naturelles de désintégration de l'uranium et du thorium. On y trouve aussi des radio-

nucléides artificiels, principalement du ¹³⁷Cs et du ⁹⁰Sr provenant des retombées des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 1960 ainsi que de l'accident de Tchernobyl, survenu en avril 1986. Les mesures au corps entier régulièrement réalisées sur des collégiens ont montré que les doses occasionnées par l'incorporation de ¹³⁷Cs étaient inférieures à un millième de mSv par an.

Autres sources de rayonnement (artificielles)

Aux doses de rayonnement mentionnées précédemment vient s'ajouter une faible contribution, inférieure ou égale à 0.1 mSv par 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 radioisotopes artificiels présents dans l'environnement. Notons que les doses occasionnées par les retombées de l'accident de Tchernobyl et par les essais nucléaires atmosphériques des 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.

Les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses, du PSI ou du CERN ainsi que des hôpitaux, 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 par an.

Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel

En Suisse, environ 94'000 personnes ont été exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession durant l'année sous revue. Le nombre de personnes professionnellement exposées au rayonnement ionisant est donc en constante augmentation (+ 30 % depuis 2004); environ 75 % de ces personnes travaillent dans le domaine médical. 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, ou de 10 mSv pour la dose mensuelle aux extrémités. C'est dans les domaines de la médecine nucléaire ainsi qu'en radiologie et en cardiologie interventionnelles 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 en été 2016.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015 Résultats 2015



3

Externe Strahlung Rayonnement externe

Mesures in situ et exposition externe	37
Résumé	37
Introduction	38
Méthodologie in situ	38
Résultats in situ 2015	39
Conclusions	41
Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	42
Zusammenfassung	42
Einleitung	43
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2015	44
Die europäische Plattform EURDEP	45
Qualitätssicherung	46
Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	48
Zusammenfassung	48
Einleitung	48
Messungen und Messresultate 2015	50



3.1

Mesures in situ et exposition externe

S. Estier
A. Gurtner
 Section Radioactivité
 de l'environnement
 URA / OFSP
 3003 Bern

Résumé

En 2015, les mesures 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 2015 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 en surveillance normale visent, quant à elles, avant tout la mise en évidence de traces de radionucléides. Les résultats ont un caractère très local et ne renseignent pas sur l'exposition ambiante. Pour combler cette lacune, les laboratoires mobiles de l'OFSP (Section URA, Berne), 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 $[\text{nSv/h}]$, et non plus le débit de kerma dans l'air, en $[\text{nGy/h}]$. Les coefficients de conversion actuellement utilisés au laboratoire de l'OFSP sont détaillés plus bas^{2,3}.

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

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

2 Lemerrier 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>

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^{2,3}.

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 sol^{2,3}.*

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

Résultats in situ 2015

Conformément au programme de surveillance habituel, les mesures in situ ont été réalisées au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) et des centres de recherche (PSI, ZWILAG, CERN) ainsi qu'au sommet de deux cols alpins (Grimsel et Nufenen) et au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. Des mesures par spectrométrie gamma in situ ont également été effectuées sur les trois sites de référence pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse, à savoir Grangeneuve-Posieux/FR, Göttingen/TG et Cadenazzo/Ti.

En 2015, cette technique de mesure a également été mise en œuvre pour la détection du ²²⁶Ra dans le cadre des examens de sites contaminés par des héritages radiologiques du passé, notamment à La Chaux-de-Fond.

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 2015 (hors sites contaminés au radium). 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 ¹³⁷Cs 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.

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

En comparant les résultats des figures 1 et 2, il apparaît tout d'abord que les radionucléides détectés au voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI, ZWILAG, CERN) ainsi que leur contribution au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ ne se distinguent pas significativement de ceux enregistrés sur les sites de référence, situés hors influence de ces installations, comme Güttingen ou Posieux. Le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur les spectres in situ en 2015 est le ^{137}Cs . Ce dernier a été enregistré sur tous les sites de mesure. Cette méthode montre par ailleurs que les valeurs plus élevées de débit de dose enregistrées à Salvisberg, Niederruntigen et Ufem Horn, proches de la centrale nucléaire de Mühleberg, sont d'origine naturelle. Elles sont en effet essentiellement dues aux concentrations plus importantes de ^{40}K dans le sol, ainsi que, dans une moindre mesure, au rayonnement cosmique légèrement plus élevé en raison de l'altitude supérieure de ces sites.

Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs , issue des retombées des essais nucléaires des an-

nées 50 et 60 et surtout de celles de l'accident de Tchernobyl, est toujours clairement visible. Comme le montre la figure 3, les concentrations de ce radionucléide dans le sol varient de façon importante d'un site à l'autre au sein du canton, il s'avère donc difficile de définir une valeur de référence unique pour la contamination du sol en ^{137}Cs au Tessin. Ces variations s'expliquent d'une part par les différences de dépositions initiales, directement proportionnelles aux précipitations lors du passage du nuage radioactif post-tchernobyl, et fonction de l'altitude pour les contributions des essais atomiques des années 60, et d'autre part par les différences de nature et de traitement des sols depuis 1986 (travaux, sols retournés ou non, etc.).

Notons pour terminer que, pour tous les sites examinés, les différences entre reconstruction in situ et mesures globales par chambre d'ionisation sont restées inférieures à 10 %.

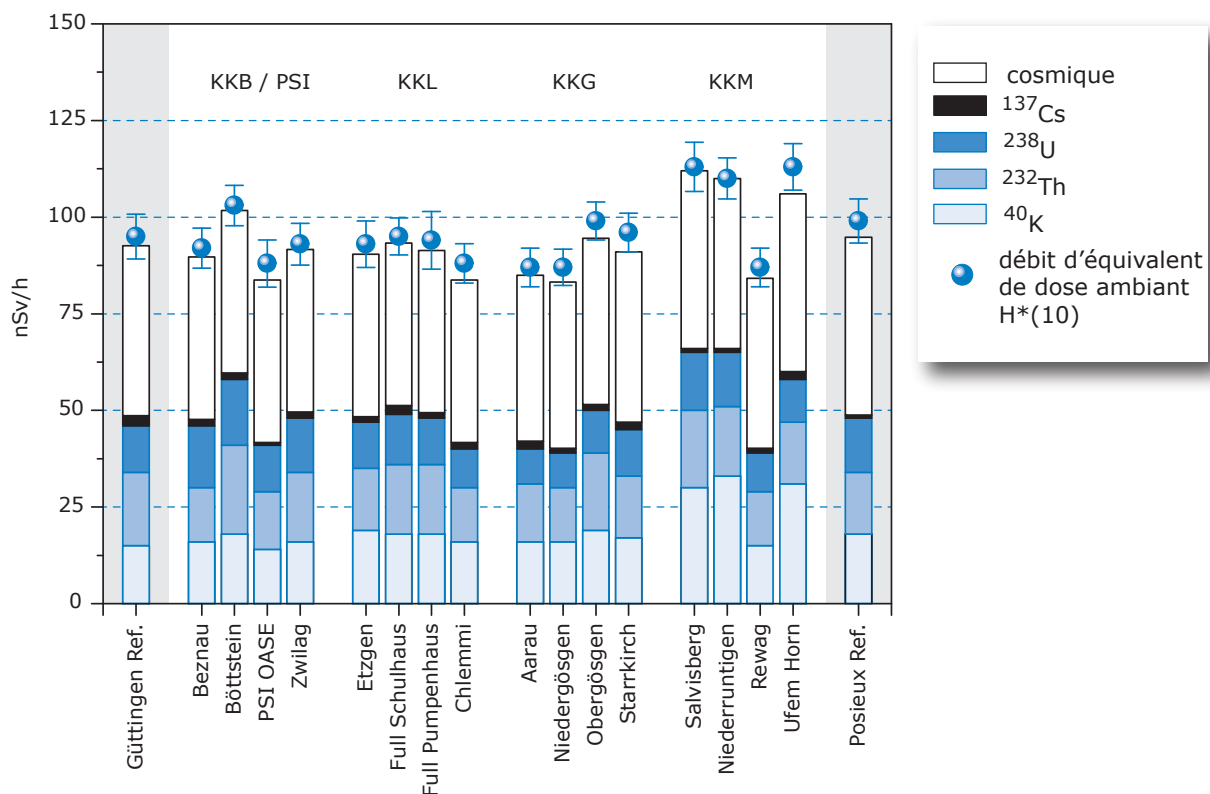


Figure 1:

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 2015 ainsi qu'aux points de référence de Güttingen/TG et Posieux/FR (en grisé). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2015 ont permis de caractériser les sites d'intérêt 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 des retombées des essais nucléaires et de Tchernobyl).

De manière générale, elle 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 comparaison du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation. Au niveau national, 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.

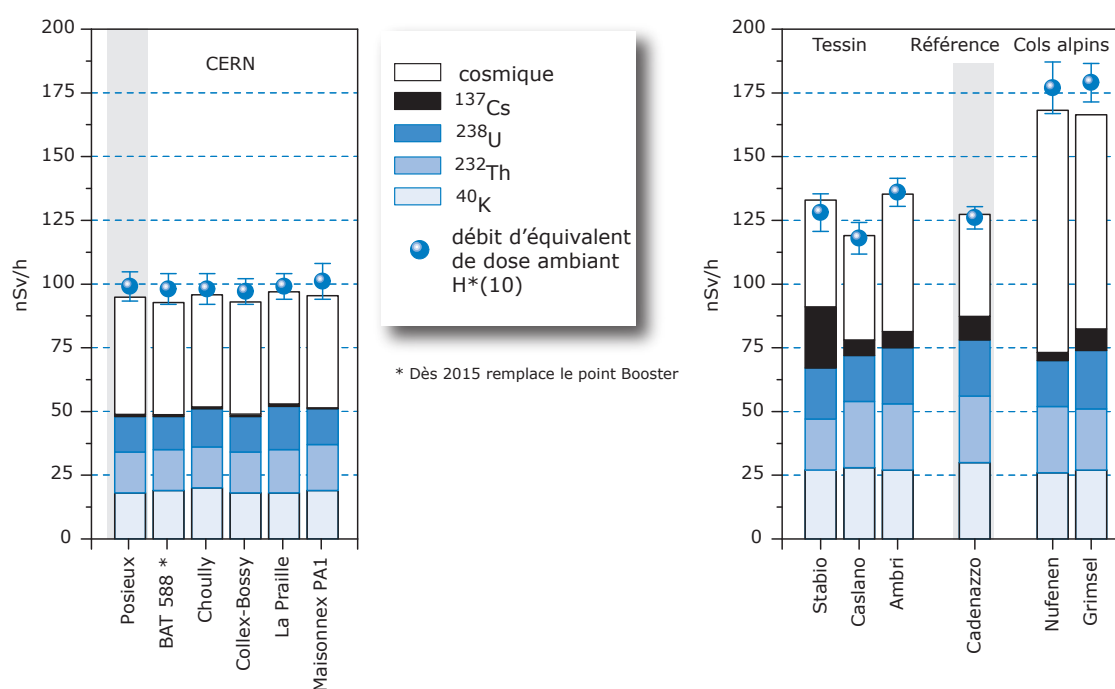


Figure 2:

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 2015 au voisinage du CERN ainsi qu'au point de référence de Posieux (en grisé). 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 2015 au Tessin, dans les Grisons ainsi que sur les 3 sites de référence (en grisé: Cadenazzo site de référence pour le sud des Alpes) pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

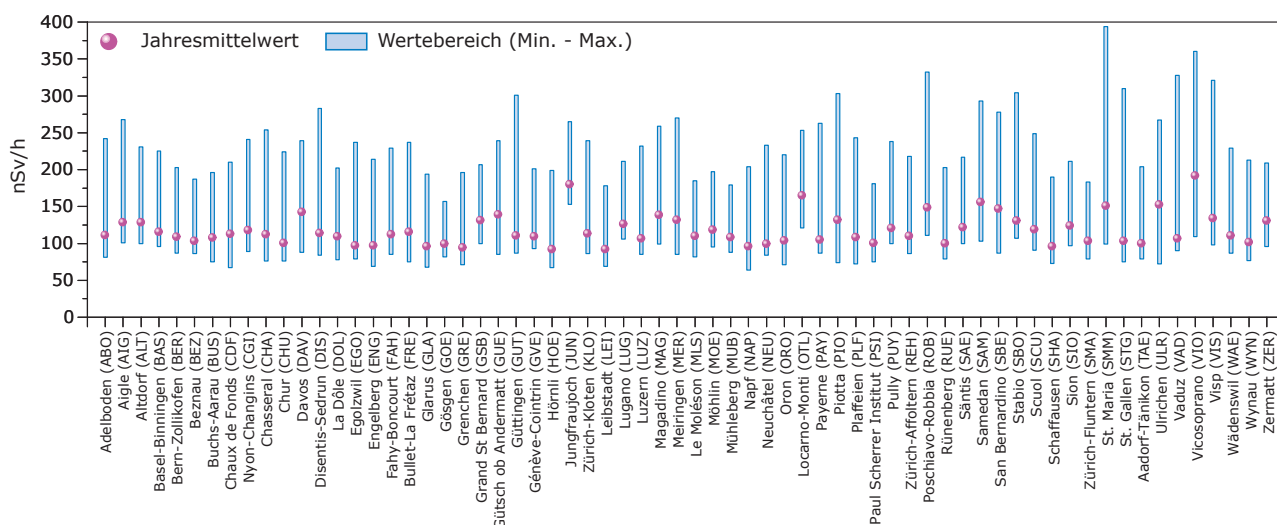
Cristina Poretti (Danzi)
Franziskus Stoffel
 Nationale Alarmzentrale
 NAZ
 Bundesamt für
 Bevölkerungsschutz BABS
 Ackermannstrasse 26
 8044 Zürich

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 66 Stationen (Stand 31.12.2015), die über die ganze Schweiz verteilt sind. Alle Stationen messen in 10-Minuten-Intervallen die γ -Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$).

Das NADAM-Netz dient auch als Frühwarnsystem, da jede Überschreitung eines Alarmwerts an die Nationale Alarmzentrale (NAZ) gemeldet wird. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt das NADAM-Netz die NAZ bei der Bestimmung des gefährdeten Gebietes und der Beurteilung der allfälligen notwendigen Schutzmassnahmen.

Im Jahr 2015 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.



Figur 1:

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2015 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Erfahrungsbereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen 10-Min-Wert der Sonden im Jahr 2015.

Einleitung

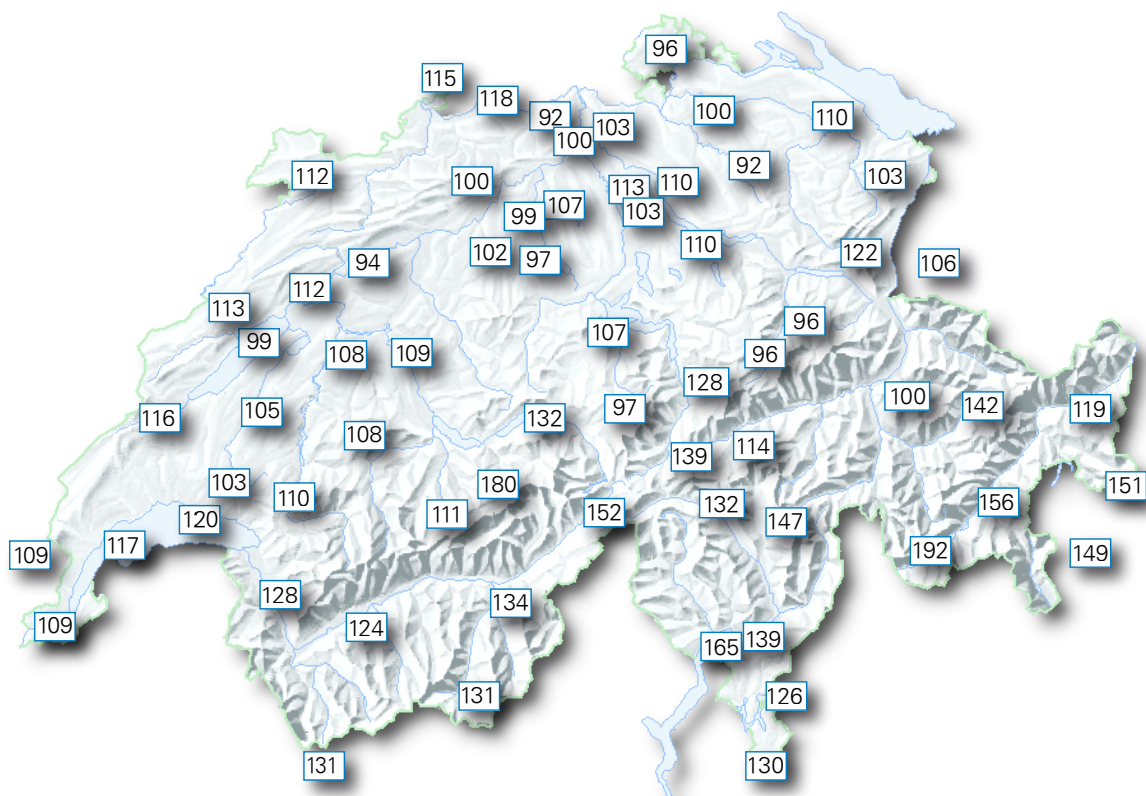
Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 66 über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 31.12.2015) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

Die Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Der Messbereich geht von 10 nSv/h bis 10 Sv/h und deckt somit sehr gut den Untergrundsbereich bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach einer A-Waffenexplosion zu messen wären.

Das NADAM-Netz wird von der NAZ betrieben. Die NAZ ist die Fachstelle des Bundes für ausserordentliche Ereignisse. Im Bereich „erhöhte Radioaktivität“ hat sie besonders umfangreiche Aufgaben: Warnung der Behörden, Information der Bundesstellen, der Kantone und der internationalen Kontaktstellen (IAEA, EU). Sie kann bei unmittelbarer Gefährdung zudem die Alarmierung und Sofortmassnahmen

zum Schutz der Bevölkerung anordnen. Das NADAM-Netz dient also als Frühwarnsystem. Wird die Alarmschwelle (1 μ Sv/h) überschritten, löst dies in der NAZ eine Alarmmeldung aus. In der NAZ wird der Wert verifiziert (Ausschluss von technischen Problemen, Überprüfung der meteorologischen Daten und Vergleich mit Nachbarstationen), eventuell werden weitere Messmittel für Abklärungen vor Ort aufgeboden. Bei einem ernsthaften Verdacht auf eine mögliche radiologische Gefährdung wird die ganze NAZ aufgeboden und die Behörden des betroffenen Kantons orientiert. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt das NADAM-Netz die NAZ bei der Bestimmung des gefährdeten Gebietes und der Beurteilung der allfällig notwendigen Massnahmen.

Die ODL-Werte der NADAM-Sonden werden täglich zweimal auf der Internetseite der NAZ (www.naz.ch) publiziert. Im Ereignisfall oder nach Bedarf kann der Publikationsrhythmus erhöht werden. Unter der Rubrik „Aktuell“ können die Stundenmittelwerte der letzten drei Tage sowie die Tagesmittelwerte vom Vortag abgerufen werden. Im Jahr 2015 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen. Es wurden nur einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung registriert.



Figur 2:

Karte der Jahresmittelwerte 2015 aller NADAM-Sonden in Nanosievert pro Stunde, basierend auf den 10-Min-Werten. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 92 und 192 nSv/h.

Eine Analyse des heutigen NADAM-Netzes hat gezeigt, dass insbesondere in den Zonen 2 um die schweizerischen Kernkraftwerke und in den angrenzenden Gebieten ein zusätzlicher Bedarf an fixen, automatischen ODL-Messstationen besteht. Aus diesem Grund wird in den kommenden Jahren das NADAM-Netz in einem ersten Schritt um 10 Standorte erweitert. Zudem wurde erkannt, dass eine ausfallsichere Datenübermittlung auch bei extremen externen Ereignissen wie beispielsweise Starkbeben unabdinglich ist. Durch eine redundante satellitenbasierte Datenübermittlung soll deshalb 2016 bei vorerst 15 Messstationen im schweizerischen Mittelland die Redundanz in der Datenübermittlung der NADAM-Daten und der dazugehörigen meteorologischen Messgrößen verbessert werden. Beide Projekte werden in Zusammenarbeit mit MeteoSchweiz durchgeführt.

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2015

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

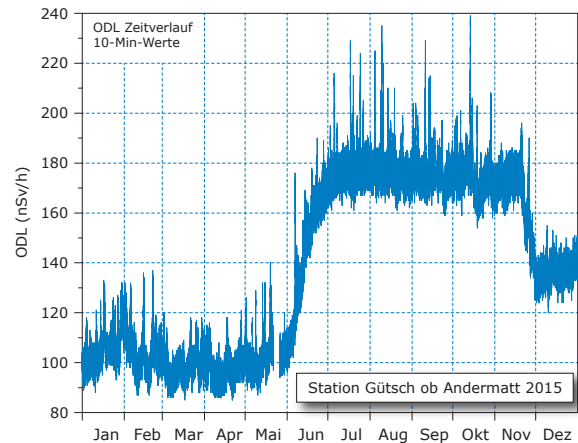
Wie jedes Jahr wurden die bisherigen Erfahrungsbereiche anhand der aktuellen Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst. Der Erfahrungsbereich hilft bei der automatischen Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten, die unter der Schwelle von 1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

Eine detailliertere Analyse der Station Gütsch ob Andermatt

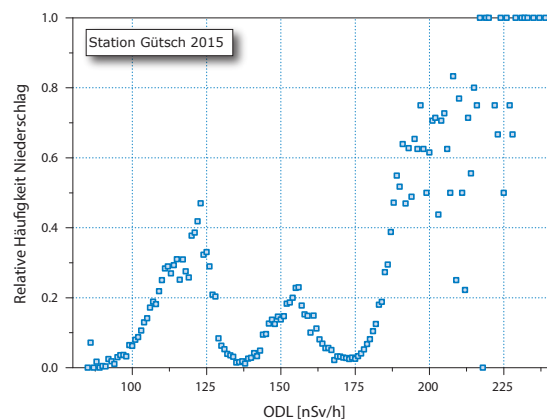
Die natürlich bedingte Ortsdosisleistung (ODL) wird vom Standort (geologischer Untergrund, Höhe über Meer) und von den meteorologischen Verhältnissen (Regen, Schneedecke) beeinflusst.

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.

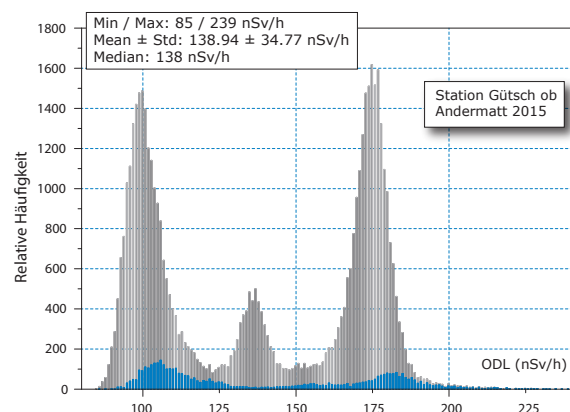
Die Höhe des Sondenstandortes über Meer bestimmt den kosmischen Anteil der ODL. Je höher der Messstandort, desto weniger wird die kosmische Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt, d.h. umso grösser wird die Intensität der kosmischen Strahlung.



Figur 3: Zeitverlauf der 10-Min-Werte für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2015. Deutlich sichtbar sind die niedrigeren Ortsdosisleistungswerte während des langen Winters 2014/15, in denen der Schnee die terrestrische Strahlung abschirmt.



Figur 4: Korrelation zwischen den 10-Min-Werten und den Niederschlägen für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2015. Die Ortsdosisleistungswerte über 215 nSv/h korrelieren gut mit Niederschlägen.



Figur 5: Verteilung der 10-Min-Werte für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2015; grau: alle Messwerte; blau: Messwerte während Niederschlägen. Sichtbar Die drei grauen Spitzen zeigen die häufigsten Messwerte im Winter (erste und zweite Spitzen von links) und im Sommer (dritte Spitze, rechts). Die höchsten Ortsdosisleistungswerte werden praktisch immer bei Niederschlägen gemessen.

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 Figur 3 kann man die Einflüsse von Regen und Schnee auf die ODL-Daten gut erkennen. Einerseits erkennt man, dass während der langen Periode mit einer Schneedecke die terrestrische Strahlung abgeschirmt wird und damit die ODL-Werte deutlich tiefer liegen als in den schneefreien Sommermonaten. Den gleichen Effekt erkennt man auch an den minimalen 10-Minuten-Werten der Stationen Ulrichen (-53% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Piotta (-44%), Vicosoprano (-43%) sowie San Bernardino (-41%) (siehe Figur 1).

Andererseits beobachtet man einzelne Spitzen nach oben. Diese sind auf Niederschläge zurückzuführen, welche die Folgeprodukte des natürlich vorkommenden Radons (^{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 Faktor zwei erhöht sein.

In Figur 4 ist die Korrelation der ODL-Daten mit dem Niederschlag dargestellt. Die ODL-Daten über 215 nSv/h korrelieren in den allermeisten Fällen 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 Vaduz (+209% im Vergleich zum Jahresmittelwert), St. Gallen (+201%), Güttingen (+173%) und Santa Maria (+162%) (Figur 1).

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

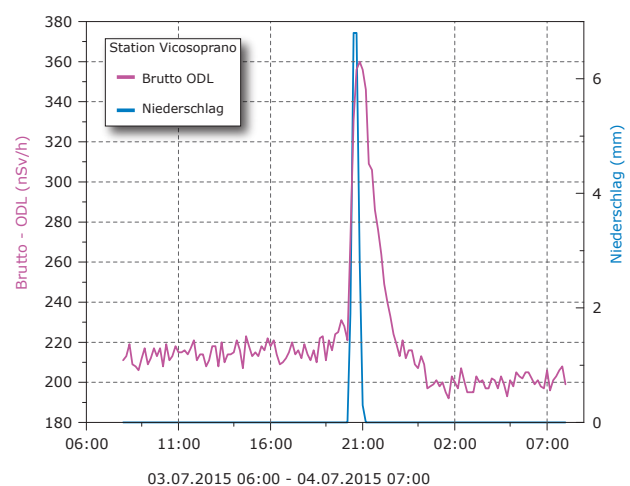
Bei der grauen Kurve sind drei lokale Maxima sichtbar. Das erste Maximum, das ungefähr bei 100 nSv/h liegt, entspricht dem häufigsten Wert mit geschlossener Schneedecke in der ersten Jahreshälfte 2015 (Januar-Juni). Das zweite Maximum (bei ungefähr 135 nSv/h) entspricht dem häufigsten Wert in den Wintermonat Dezember. Der häufigste Wert an Tagen ohne Schneedecke ist 175 nSv/h und entspricht dem dritten Maximum.

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

Jahresmittelwert, häufigster Wert, Minimum und Maximum der NADAM-Stationen

Zudem ist es interessant, den Jahresmittelwert mit dem häufigsten Wert zu vergleichen (Tabelle 1). In den überwiegend schneefreien Gebieten sind die beiden Werte sehr ähnlich (z.B. Basel, Eglolzwil, Gösigen, Genève). Wenn es jedoch am Standort der Sonde eine klare Wintersaison mit viel Schnee gibt und die terrestrische Strahlung aufgrund des Untergrunds vergleichsweise gross ist, dann liegen diese beiden Werte klar auseinander (z.B. Gütsch ob Andermatt, San Bernardino, Ulrichen).

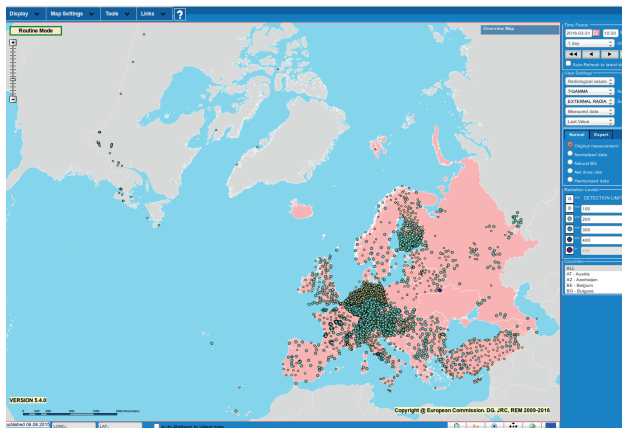
Schliesslich gab es infolge heftiger Niederschläge 2015 mehrere klar erhöhte Werte (z.B. Santa Maria 394 nSv/h am 07.08.15 und Vicosoprano 360 nSv/h am 03.07.15).



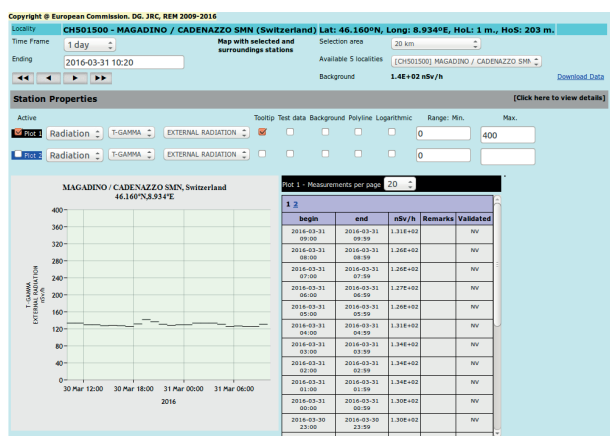
Figur 6: Zeitverlauf der 10-Min-Werte für die Station Vicosoprano vom 03.07.2015 08:00 bis 04.07.2015 08:00.

Die europäische Plattform EURDEP

Seit 2002 wird von der EU die zentrale Datenbank EURDEP (European Radiological Data Exchange Platform) betrieben. Auf dieser Plattform werden radiologische Daten der meisten europäischen Länder nahezu in Echtzeit gesammelt und dargestellt. Der zentrale Knoten des EURDEP-Netzwerks ist das European Commission Joint Research Centre JRC in Ispra, Italien. 39 Länder (Stand 31.03.2016) schicken ihre Dosisleistungsmesswerte (in der Regel Stundenmittelwerte) zum JRC. Einige Länder, darunter auch die Schweiz, schicken auch die Resultate von Luftaktivitätsmessungen.



Figur 7:
Dosisleistungskarte-Karte in EURDEP.
Quelle: EURDEP (31.03.2016).



Figur 8:
Darstellungsmöglichkeiten in EURDEP: ODL-Zeitverlauf der Station Magadino-Cadenazzo.
Quelle: EURDEP (31.03.2016).

Für die Schweiz ist die NAZ der Official EURDEP Contact Point. Als solcher ist es ihre Aufgabe, alle Messwerte der Schweiz zu sammeln, an das JRC zu übermitteln und somit für alle EURDEP-Mitgliedsstaaten verfügbar zu machen. Folgende Werte werden von der Schweiz in EURDEP zur Verfügung gestellt:

- alle NADAM-Stundenmittelwerte (66 ODL-Stationen, 31.12.2015), stündlicher Versand (Quelle: NAZ).
- alle MADUK-Stundenmittelwerte (57 ODL-Stationen, 31.12.2015), stündlicher Versand (Quelle: ENSI).
- Luftaktivitätsresultate der 6 High Volume Samplers (31.12.2015), wöchentliche Auswertung und wöchentlicher Versand (Quelle: BAG-URA).

Qualitätssicherung

Die Sonden sind vom Hersteller typengeprüft und werden durch die anerkannte Eichstelle des „Institut universitaire de radiophysique appliquée“ (IRA) geeicht. Die Gültigkeit des Eichzertifikats wurde in Absprache mit der METAS für den Gerätetyp IGS 421 B1-H (Zulassungszertifikat CH-I-13182-01) auf fünf Jahre festgelegt.

Zudem werden die Sonden jährlich von MeteoSchweiz getestet. Mit den Sondentests werden zwei Ziele verfolgt:

- Überprüfen, dass die Sonden im definierten Wertebereich korrekt messen: Bei einer Abweichung von mehr als 7% des gemessenen Wertes vom Sollwert wird die Sonde ausgewechselt. Somit können sich die Dosisleistungswerte von zwei verschiedenen Sonden (verschiedene Seriennummern) am gleichen Standort um bis zu 15 nSv/h unterscheiden. Bei technischen Defekten werden die Sonden ausgewechselt, bei MeteoSchweiz in Payerne im Labor getestet und wenn notwendig dem Hersteller zur Reparatur geschickt.
- Testen der Meldewege, insbesondere auch die korrekte Auslösung und Übermittlung eines Sondenalarms.

Im Jahr 2015 wurden bei 66 Stationen 75 Sondentests durchgeführt (7 Stationen wurden zwei Mal getestet und eine Station drei Mal). 2015 wurden keine Sonden zur Reparatur geschickt, da zu wenige Sonden kaputt gegangen sind. Dies bestätigt, dass die NADAM-Stationen stabil und zuverlässig laufen.

Die NAZ verfügt insgesamt über 116 Sonden. Der grösste Teil davon ist als NADAM-Station im Einsatz, weitere Sonden befinden sich in der Eichung oder in der Reparatur. Daneben müssen einsatzbereite Ersatzsonden an vier Wartungsstandorten von MeteoSchweiz zur Verfügung stehen. Mit dem heutigen Sondenbestand ist es möglich, die Erweiterung des NADAM-Netzes um zehn Standorte in Angriff zu nehmen.

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, basierend auf den 10-Min-Werten, für alle NADAM-Stationen im Jahr 2015 aufgeführt.

Station (Abkürzung)	Kanton	Datum der Inbetriebnahme	Höhe [m.ü.M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Adelboden (ABO)	BE	04.11.09	1322	111	112	81	242
Aigle (AIG)	VD	09.09.09	382	128	127	101	268
Altdorf (ALT)	UR	28.10.09	439	128	127	100	231
Basel-Binningen (BAS)	BS	19.11.09	317	115	114	96	225
Bern-Zollikofen (BER)	BE	30.09.09	554	109	108	87	203
Beznau (BEZ)	AG	19.11.09	327	103	103	86	187
Buchs-Aarau (BUS)	AG	20.11.09	388	107	121	75	196
Changins (CGI)	VD	23.09.09	459	117	119	89	241
Chasseral (CHA)	BE	17.09.09	1594	112	117	76	254
Chur (CHU)	GR	09.10.09	557	100	95	76	224
Col du Grand St Bernard (GSB)	VS	09.09.09	2491	131	141	100	207
Davos (DAV)	GR	08.10.09	1589	142	153	88	239
Disentis (DIS)	GR	28.10.09	1197	114	114	84	283
Egolfswil (EGO)	LU	22.09.10	523	97	96	79	237
Engelberg (ENG)	OW	30.10.09	1035	97	99	69	214
Fahy (FAH)	JU	14.10.09	597	112	111	85	229
Génève (GVE)	GE	24.09.09	412	109	108	93	201
Glarus (GLA)	GL	02.12.09	518	96	96	68	194
Gösgen (GOE)	SO	20.11.09	381	99	98	82	157
Grenchen (GRE)	SO	06.12.10	431	94	94	71	196
Gütsch ob Andermatt (GUE)	UR	01.09.05	2296	139	175	85	239
Güttingen (GUT)	TG	03.12.09	441	110	110	87	301
Hörnli (HOE)	ZH	12.11.09	1133	92	91	67	199
Jungfrauoch (JUN)	VS	29.09.09	3581	180	177	153	265
La Chaux de Fonds (CDF)	NE	17.09.09	1018	113	115	67	210
La Dôle (DOL)	VD	23.09.09	1670	109	113	78	202
La Frétaz (FRE)	VD	24.09.09	1206	116	120	75	237
Le Moléson (MLS)	FR	19.08.09	1975	110	113	82	185
Leibstadt (LEI)	AG	19.11.09	342	92	86	69	178
Locarno-Monti (OTL)	TI	22.10.09	368	165	163	121	253
Lugano (LUG)	TI	21.10.09	297	126	124	106	211
Luzern (LUZ)	LU	05.11.09	455	107	106	85	232
Magadino-Cadenazzo (MAG)	TI	22.10.09	204	139	135	99	259
Meiringen (MER)	BE	06.10.11	590	132	133	85	270
Möhlin (MOE)	AG	09.2010	341	118	120	95	197
Mühleberg (MUB)	BE	15.10.09	481	108	108	88	179
Napf (NAP)	BE	05.11.09	1405	96	100	64	204
Neuchâtel (NEU)	NE	10.12.09	485	99	99	84	233
Oron (ORO)	VD	29.02.12	828	103	105	71	220
PSI – Villigen (PSI)	AG	27.07.11	335	100	105	75	181
Payerne (PAY)	VD	13.08.09	490	105	103	87	263
Piotta (PIO)	TI	29.10.09	990	132	137	74	303
Plaffeien (PLF)	FR	14.08.09	1043	108	111	72	243
Pully (PUY)	VD	23.09.09	456	120	120	100	238
Reckenholz (REH)	ZH	13.11.09	444	110	109	86	218
Robbia (ROB)	GR	07.10.09	1079	149	146	111	332
Rünenberg (RUE)	BL	20.11.09	612	100	99	79	203
Samedan (SAM)	GR	25.08.09	1710	156	161	103	293
San Bernardino (SBE)	GR	29.10.09	1640	147	158	87	278
Santa Maria (SMM)	GR	15.12.11	1385	151	153	99	394
Säntis (SAE)	AI	11.11.09	2503	122	121	100	217
Schaffhausen (SHA)	SH	04.12.09	439	96	94	73	190
Scuol (SCU)	GR	27.08.09	1305	119	116	91	249
Sion (SIO)	VS	10.09.09	482	124	123	97	211
St. Gallen (STG)	SG	12.11.09	777	103	100	75	310
Stabio (SBO)	TI	21.10.09	352	130	128	107	304
Tänikon (TAE)	TG	03.12.09	539	100	99	79	204
Ulrichen (ULR)	VS	04.11.09	1347	152	178	72	267
Vaduz (VAD)	FL	03.12.09	458	106	104	90	328
Vicosoprano (VIO)	GR	06.02.13	1089	192	198	109	360
Visp (VIS)	VS	11.09.09	640	134	134	98	321
Wädenswil (WAE)	ZH	02.12.09	487	110	109	87	229
Wynau (WYN)	BE	15.10.09	423	102	101	77	213
Zermatt (ZER)	VS	11.09.09	1640	131	133	96	209
Zürich-Fluntern (SMA)	ZH	24.11.09	557	103	101	79	183
Zürich-Kloten (KLO)	ZH	24.11.09	427	113	109	86	239

3.3 Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher

Eidgenössisches
Nuklearsicherheits-
inspektorat
Industriestrasse 19
5200 Brugg

G. Butterweck

Abteilung Strahlenschutz
und Sicherheit
Paul Scherrer Institut
5232 Villigen PSI

L. Rybach

Institut für Geophysik
ETH Zürich
8092 Zürich

Zusammenfassung

Bei den Messflügen im Juni 2015 wurden turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) abgedeckt. Weiter wurden das Urserental sowie ein Gebiet im Val Piora befliegen. Im Zusammenhang mit der Gesamtnotfallübung 2015 beim Kernkraftwerk Gösgen erfolgte ein Messflug in der weiteren Umgebung westlich des KKG.

Die Messresultate in den Messgebieten KKG und KKM zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. KKG konnte nicht detektiert werden. Bei KKM konnte wie in früheren Jahren die gestreute, hochenergetische Photonenstrahlung des ^{16}N detektiert werden. Ausserhalb der Betriebsareale wurden keine Aktivitäten identifiziert, die auf den Betrieb der Kernkraftwerke zurückzuführen wären.

Bei den übrigen Messungen wurden keine Ergebnisse von radiologischer Bedeutung registriert. Die Messwerte lagen im für diese Gebiete typischen Erfahrungsbereich.

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 seither 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).

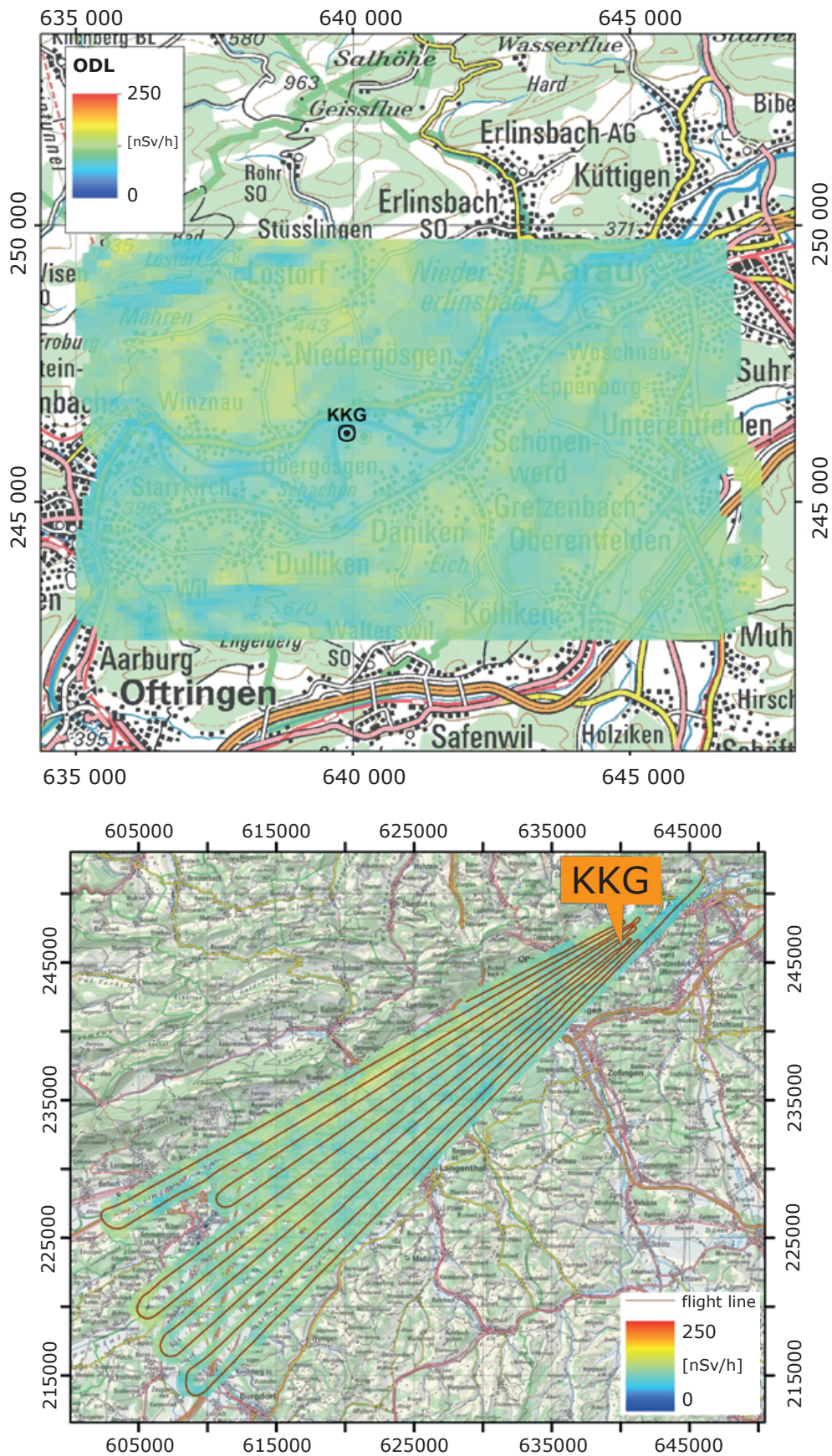
Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001).

Im Jahre 1994 wurde die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport-

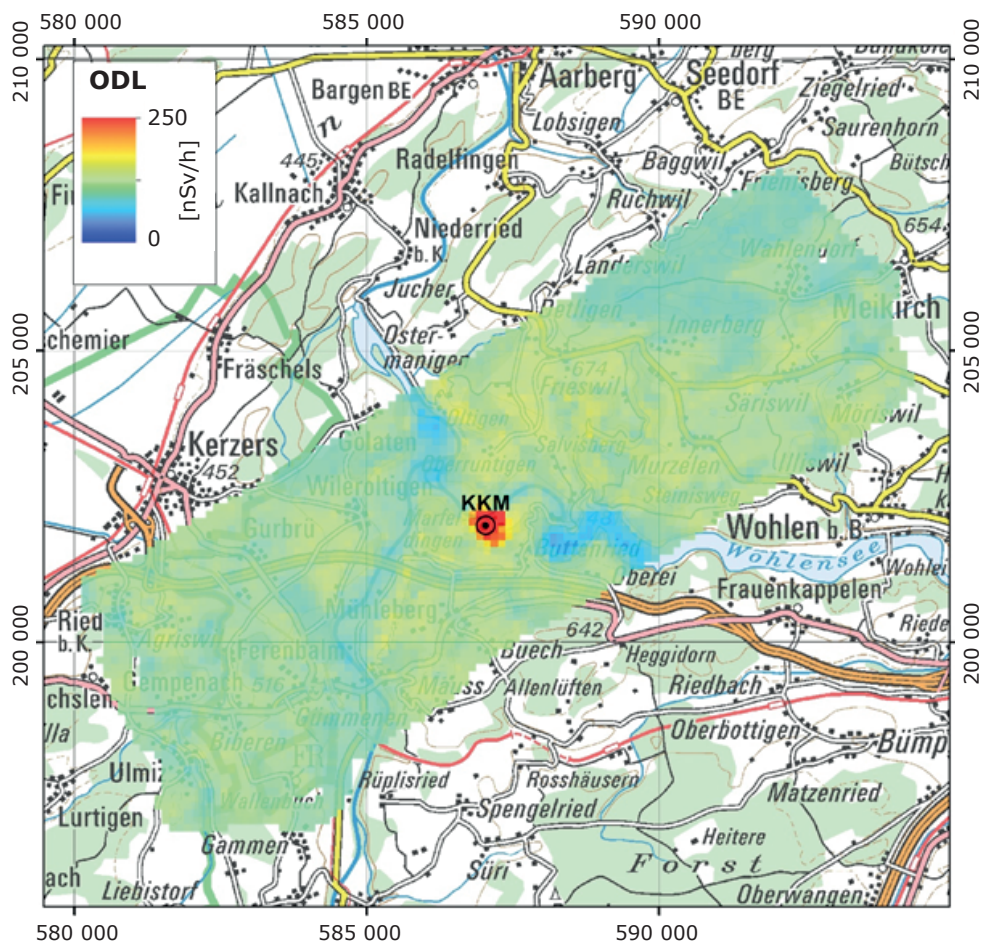
und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle, Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren und «Dirty Bombs» im Vordergrund. Die jährlichen Messprogramme werden durch die Fachgruppe Aeroradiometrie zusammengestellt, die sich aus Mitgliedern der beteiligten Stellen zusammensetzt. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ).

Während der Jahre 2004 und 2005 wurden die Messsysteme erneuert und dabei die online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware im Messsystem integriert. 2006 wurde ein zweiter Detektor mit 16.8 l Volumen beschafft, kalibriert und bei den Messflügen 2007 erstmals eingesetzt. Im Jahr 2013 wurde ein Messgerät mit einem 16.8 l Detektor mit integriertem Spektrometer ausgerüstet, der bei den Messflügen 2014 zum Einsatz kam.

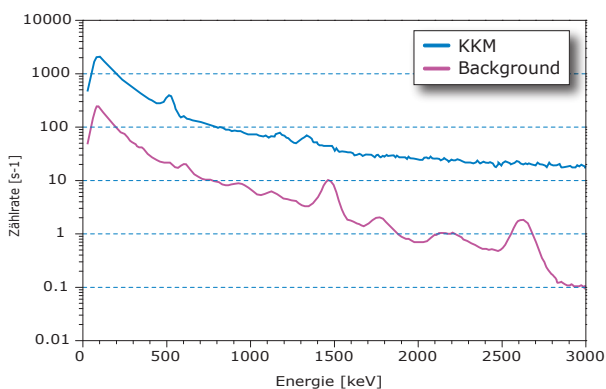
Im Jahre 2010 (Bucher et. al, 2010) wurde mithilfe der Auswertung der Langzeitdaten die Nachweisgrenze der Messmethode ermittelt: 20 nSv/h werden in 95 von 100 Fällen erkannt (Vertrauensbereich 95%). Dies entspricht ungefähr 20% der natürlichen externen Strahlung.



Figur 1 & 2:
Ortsdosisleistung 2015 im Messgebiet KKG.
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.



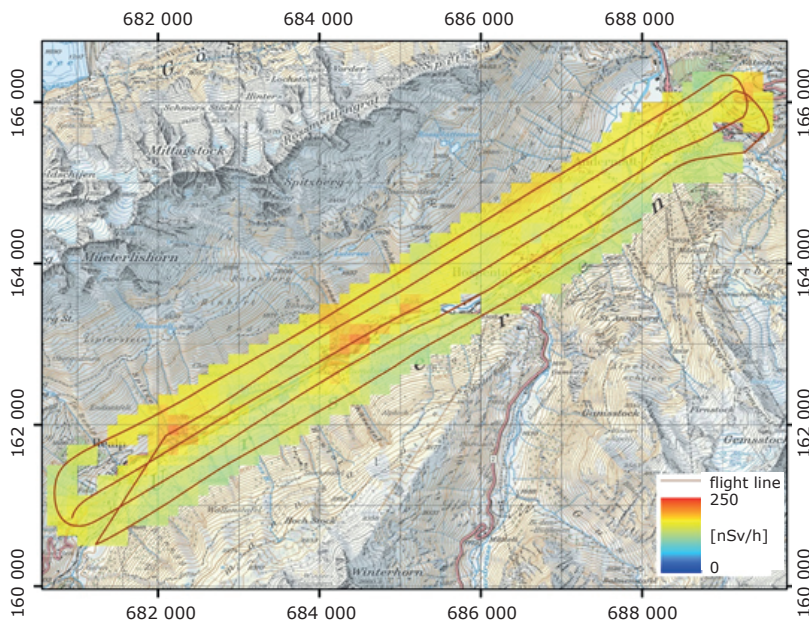
Figur 3:
Ortsdosisleistung 2015 im Messgebiet KKM.
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.



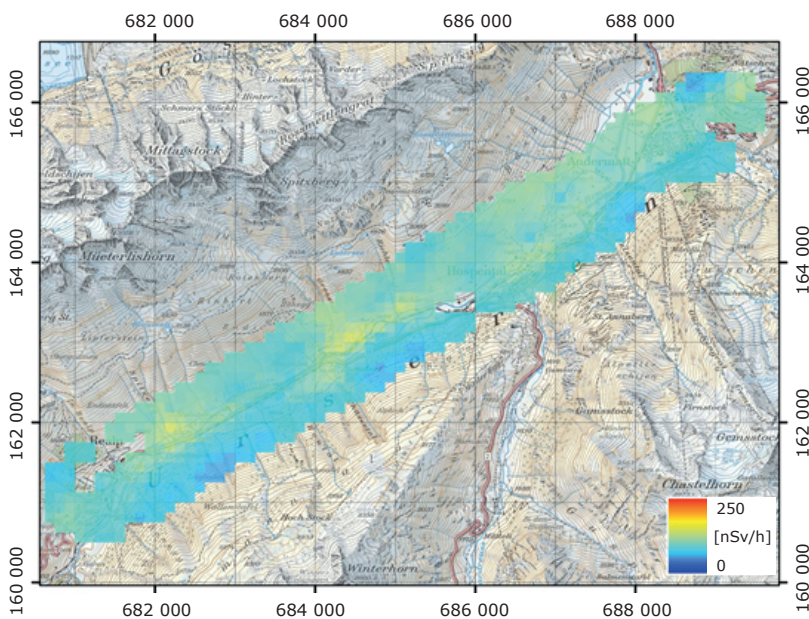
Figur 4:
Photonenspektrum 2015 im Bereich des Maschinenhauses des KKM im Vergleich zum Background ausserhalb des Betriebsareals. Die Erhöhung der Zählraten im gesamten Energiebereich ist auf Streustrahlung der hochenergetischen Gammalinien des ^{16}N (6.13 MeV und 7.12 MeV) zurückzuführen.

Messungen und Messresultate 2015

Im März 2015 wurden Vergleichsmessflüge mit dem neuen Messsystem der armasuisse in Zusammenarbeit mit dem Kompetenzzentrum ABC KAMIR der Armee im Gebiet des Paul Scherrer Instituts durchgeführt. Im Juni 2015 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) gemessen. Zudem wurden für ein Projekt der Universität Basel im Urserental und im Val Piora Messflüge durchgeführt. Vom 15.-18. Juni nahm das Messteam an der internationalen Übung AGC15 in Chemnitz/D teil, die vom Bundesamt für Strahlenschutz in Zusammenarbeit mit der Bundespolizei organisiert wurde. Während der Gesamtnotfallübung 2015 für das Kernkraftwerk Gösgen wurde im Rahmen der Messorganisation ebenfalls ein Messflug durchgeführt. Im Folgenden werden nur die Resultate der Messungen in der Schweiz diskutiert. Die Ergebnisse aller Messungen wurden in Butterweck et al., PSI Bericht Nr. 15-04, Dezember 2015 publiziert.



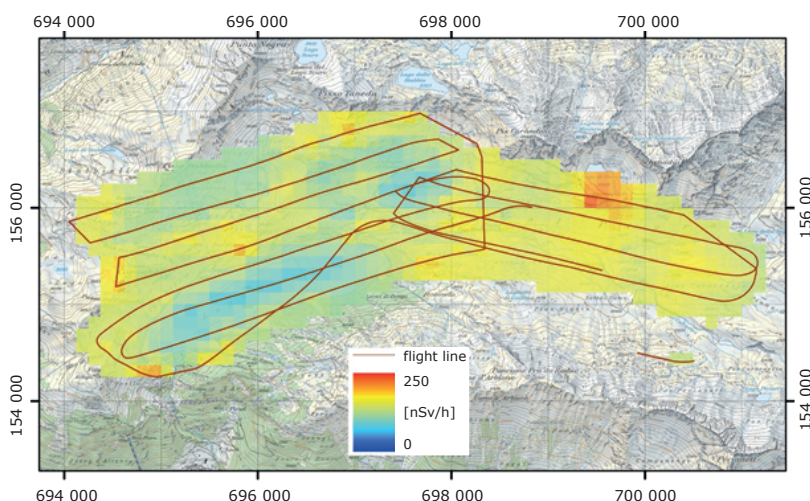
Figur 5:
Ortsdosisleistung 2015 im Urserental.
Kartendaten PK50 © Bundesamt für Landestopografie.



Figur 6:
Terrestrische Komponente der Dosisleistung 2015 im Urserental.
Kartendaten PK50 © Bundesamt für Landestopografie.

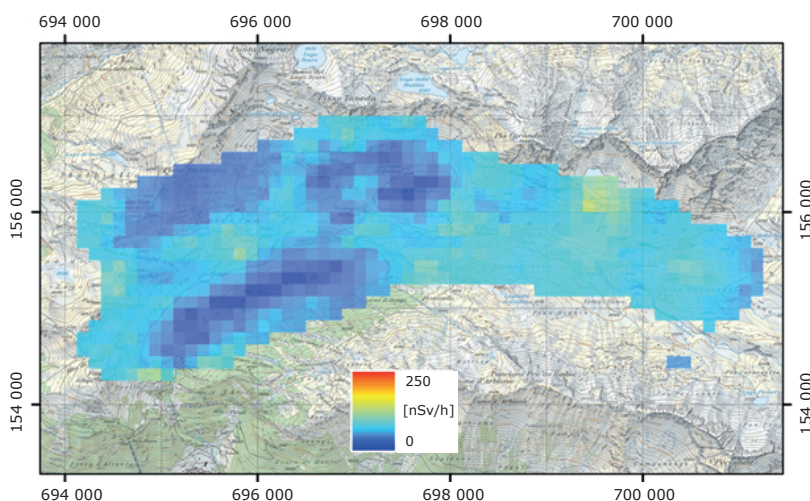
Die Messresultate im Messgebiet KKG und KKM zeigten ein ähnliches Bild wie in vorangegangenen Messkampagnen. Im Bereich des KKG sind keine besonderen Werte bei der Ortsdosisleistung (Fig. 1) zu erkennen. KKG mit seinem Druckwasserreaktor konnte aeroradiometrisch weder aufgrund der Ortsdosisleistung (Fig. 1) noch aufgrund des MMGC-Verhältnisses erkannt werden. Das MMGC-Verhältnis steht für den Quotienten der Zählraten im Energiebereich von 400 - 1'400 keV und 1'400 - 3'000 keV. Da die meisten Spaltprodukte Gammalinien im Energiebereich unterhalb von 1'400 keV aufweisen, stellt das MMGC-Verhältnis ein empfindliches Instrument zur Lokalisierung künstlicher Radionuklide dar. Während der Gesamt-Notfallübung GNU15 wurde die Umgebung des KKG erneut aeroradiometrisch vermessen. Bei dieser Gelegenheit wurde ein fächerförmiges Flugmuster ausprobiert (Fig. 2). Durch die kontinuierliche Verbreiterung des Linienabstands mit zunehmender Entfernung vom Quellpunkt können schneller grosse Flächen ausgemessen werden. Der variable Linienabstand stellt allerdings erhöhte Anforderungen an die Kartierungs-Software.

Im Gegensatz zu KKG können am Standort von KKM in der Figur 3 erhöhte Messwerte festgestellt werden. Das KKM mit seinem Siedewasserreaktor konnte anhand gestreuter, hochenergetischer Photonenstrahlung erkannt werden (Fig. 4). Diese Strahlung wird durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung in die Turbinen im Maschinenhaus gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut gemessen werden. Ausserhalb des Betriebsareals sind keine erhöhten Werte erkennbar. Unterschiede sind auf Einflüsse der Topographie wie Untergrund, Vegetation und Gewässer zurückzuführen.



Figur 7:
Ortsdosisleistung 2015 im Pioratal.
Kartendaten PK50 © Bundesamt für Landestopografie.

Die Messungen im Urseren- und Pioratal zeigen aufgrund der alpinen Lage erhöhte Dosisleistungen durch die kosmische Strahlung (Fig.5&7). Wird die kosmische Komponente von der Gesamtdosisleistung abgezogen, ergibt sich die terrestrische Komponente der Dosisleistung (Fig.6&8). Sie ist durch die Verteilung der natürlichen Radionuklide im Untergrund, welche durch die geologischen Formationen im Messgebiet bestimmt wird, sowie die Verteilung der ^{137}Cs -Konzentrationen infolge Tschernobyl-Fallout bedingt.



Figur 8:
Terrestrische Komponente der Dosisleistung 2015 im Pioratal.
Kartendaten PK50 © Bundesamt für Landestopografie.

Literatur

- Schwarz, G. F., 1991. Methodische Entwicklungen zur Aero-gammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.
- Bucher, B., 2001. Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Bucher, B., Rybach, L., 2010. Flächendeckende Langzeitanalyse der Strahlung in der Umgebung der Schweizer Kernanlagen mit Hilfe der Aeroradiometrie, in: Natürliche und künstliche Radionuklide in unserer Umwelt, 42. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V., FS-2010-153-T, ISSN 1013-4506, TÜV Media GmbH, Köln.
- Butterweck, G., Bucher, B., Rybach, L., Schwarz, G., Hofstetter-Boillat, B., Hohmann, E., Mayer, S., Danzi, C., Scharding, G., 2015: Aeroradiometric Measurements in the Framework of the Swiss Exercises ARM15, GNU15 and the International Exercise AGC15. PSI Bericht Nr. 15-04, ISSN 1019-0643.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015
Résultats 2015



4

Umwelt

Environnement



Inhaltverzeichnis / Sommaire

4.1 Radioaktivität in der Luft (Aerosol) und im Niederschlag	55
Zusammenfassung	55
Luft	55
Niederschlag	58
4.2 RADAIR	59
Résumé	59
Introduction	59
Principe de mesure	59
Les modifications apportées en 2015	60
Les résultats de mesure	60
4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	64
Zusammenfassung	64
Vorgeschichte	64
Sammlung der Proben	64
Messung der Proben	66
4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen	67
Zusammenfassung	67
Ziele	67
Methoden	67
Ergebnisse	69
Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein	69
Partikelproben	70
Fische	71
Grundwasser	71
4.5 Automatisches Messnetz zur Überwachung des Flusswassers	72
Zusammenfassung	72
Das Messnetz und seine Aufgaben	72
Messtechnik	72
Verfügbarkeit der Messsonden und Messergebnisse 2015	73
4.6 Radioactivité du sol et de l'herbe	75
Résumé	75
Introduction	75
Résultats et discussion	77
Conclusions	79

4.1

Radioaktivität in der Luft (Aerosol) und im Niederschlag

P. Steinmann
S. Estier
P. Beuret
G. Ferreri
A. Gurtner
T. Marti
M. Müller
 Sektion
 Umweltradioaktivität
 URA / BAG
 3003 Bern

Zusammenfassung

Die Messungen der Überwachung der Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag haben im Jahr 2015 keine erhöhten Werte gezeigt, welche eine Gefährdung der Gesundheit der Bevölkerung dargestellt hätten. In diesen Umweltkompartimenten überwiegt der Anteil an natürlicher Radioaktivität deutlich. Dank der grossen Empfindlichkeit der verwendeten Messmethoden konnten trotzdem kleinste Spuren von künstlichen Radionukliden auf den Aerosol-Partikeln nachgewiesen werden. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um ^{137}Cs , welches noch aus den alten Ablagerungen während der Atomwaffenversuche der 50-er und frühen 60-er Jahren und des Reaktorunfalles von Tschernobyl handelt. Die gemessenen Konzentrationen von künstlichen Gamma- und Alpha-Strahlern liegen um viele Grössenordnungen tiefer als die entsprechenden Immissionsgrenzwerte aus der Strahlenschutzverordnung (StSV).

Im Niederschlag, d.h. in Regen und Schnee, wurden 2015 mit Ausnahme von Tritium und sporadischen Spuren von ^{137}Cs keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen. Die Tritiumkonzentrationen in der unmittelbaren Umgebung von Tritium-verarbeitender Industrie erreichten im Maximum 6% des Immissionsgrenzwertes der StSV für öffentlich zugängliche Gewässer.

Luft

Probenahme und Messung

Das BAG sammelt Aerosolpartikel mit sogenannten High-Volume-Samplern (HVS) an 6 Stationen in der Schweiz (siehe Tabelle 1). Bei den HVS Stationen wird fortlaufend Luft gefiltert (rund 100'000 m³ pro Woche). Einmal in der Woche werden die Filter gewechselt und zur Analyse ans BAG gesandt. Im Labor werden sie zur Messung vorbereitet und während 2 Tagen auf einem HPGe-Gammaspektrometer gemessen. Die lange Messzeit ist nötig, weil die Konzentration der radioaktiven Stoffe sehr tief ist. Anschliessend werden die Messresultate auf www.radenviro.ch und www.bag.admin.ch/hvs veröffentlicht.

Ziel der HVS Messungen ist nicht die schnelle Alarmierung (dafür gibt es Radair, MADUK und NADAM) sondern der Nachweis von kleinsten Spuren, die von den anderen Messsystemen nicht detektiert werden. Die Erfahrung, besonders im Jahr 2011 nach dem Reaktorunfall in Fukushima-Dai-ichi, hat gezeigt, dass für eine glaubwürdige Information der Bevölkerung und von öffentlichen Institutionen eine präzise Messung der tatsächlich vorhandenen Radioaktivität unverzichtbar ist.

Neben den HVS-Filtern betreibt das BAG Mittelvolumen-Filter (MV), welche ein 10- bis 20-mal geringeres Luftvolumen filtrieren und damit entsprechend höhere Nachweisgrenzen haben. Die MV-Sammler

Tabelle 1:
HVS-Stationen des BAG

Station	H.ü.M.	Gemeinde	Umgebung	Bemerkung
CAD	203 m	Cadenazzo	Landwirtschaft	Referenzstation für die Alpensüdseite
CERN	428 m	Meyrin	Landwirtschaft, Stadtnähe	Nähe CERN, zur Erfassung eventueller Abgaben aus den Beschleunigern
GUT	440 m	Güttingen	Landwirtschaft, Bodensee	Referenzstation für das östliche Mittelland
KLI	315 m	Klingnau	ländlich, Stausee	im Einflussbereich der KKW Beznau und Leibstadt
LBF	560 m	Köniz	städtisch, Agglomeration	am Standort des BAG
POS	640 m	Hauterive FR	Landwirtschaft	Referenzstation für das westliche Mittelland

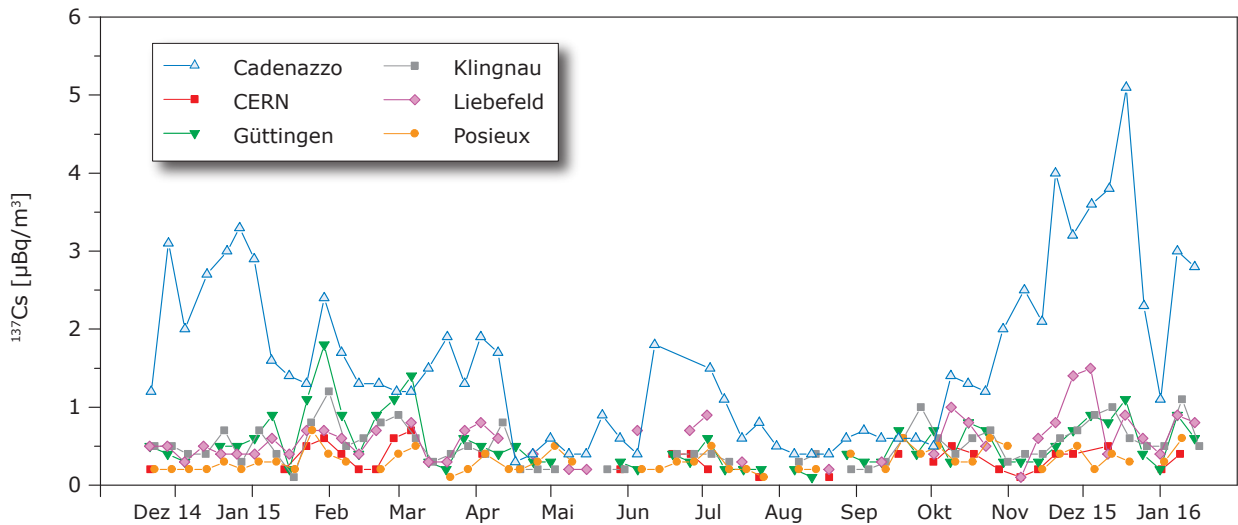
sind zur Überwachung der Kernkraftwerke bei Gös- gen, Leibstadt, Mühleberg und PSI/Beznau station- iert, wobei der letztgenannte vom PSI betrieben und gemessen wird. Ein weiterer MV-Sammler steht für die Überwachung der freien Atmosphäre in der Hochalpinen Forschungsstation Jungfrauoch. Die Filter der MV-Sammler werden wöchentlich gewechselt und als Monatsprobe (4-5 Filter) gam- maspektrometrisch gemessen.

Künstliche Radioisotope in der Luft

Als einziges künstliches Radioisotope war auch im Jahr 2015 Cäsium-137 (¹³⁷Cs) regelmässig nach- weisbar (siehe Figur 1). ¹³⁷Cs hat eine Halbwerts- zeit (HWZ) von 30 Jahren und rührt zur Hauptsache immer noch vom Reaktorunfall in Tschernobyl her. Die in der Luft gemessenen Konzentrationen sind sehr gering. Die höchsten Werte von 3 bis 5 µBq/m³ wurden wie in früheren Jahren im Januar und Dezember für die Station Cadenazzo gemessen. Diese Werte sind rund eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert für ¹³⁷Cs von 3.3 Bq/m³. Die erhöhten ¹³⁷Cs Konzentrationen in den Wintermonaten sind wahrscheinlich durch aufgewirbelte Bo- denpartikel in der vegetationsarmen Zeit erklärbar. Möglich ist auch ein Beitrag durch Verbrennen von

leicht ¹³⁷Cs haltigem Holz. Die stärkere Kontamina- tion der Böden im Kanton Tessin nach Tschernobyl erklärt die höheren Werte der Station Cadenazzo.

Das radioaktive Natriumisotop ²⁴Na mit einer Halb- wertszeit von 15 Stunden kann sowohl natürliche als auch künstliche Quellen haben. Natürliches ²⁴Na wird wie das ⁷Be und ²²Na in der oberen Atmosphäre durch die kosmische Strahlung erzeugt. Künst- liches ²⁴Na kann in Beschleunigern erzeugt wer- den, wie sie z. B. am Cern in Genf oder am PSI in Villigen im Einsatz stehen. Beim HVS CERN konnten im Berichtsjahr wiederholt Spuren von ²⁴Na nach- gewiesen werden im Bereich von 20-400 µBq/m³). Ebenfalls zeigten einzelne Filter aus Klingnau mess- bare Spuren von ²⁴Na (0-80 µBq/m³). Die HVS Station Klingnau liegt in rund 6km Entfernung vom PSI, welches daher als mögliche Quelle in Betracht gezogen werden muss. Aufgrund der kurzen Halb- wertszeit von ²⁴Na kann die Nachweisgrenze variie- ren und lag 2015 bei rund einem Fünftel der Mes- sungen bei >1'000 µBq/m³. Die gemessenen ²⁴Na Werte und die Nachweisgrenzen insgesamt liegen allerdings deutlich unterhalb des Immissionsgrenz- wertes von 100 Bq/m³.



Figur 1:
¹³⁷Cs Konzentrationen bei allen HVS Stationen für das Jahr 2015.

Geringste ^{131}I Konzentrationen tauchten 2015 in einigen HVS Filtern auf, vor allem bei der HVS Station CERN (höchster Wert: $1.1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

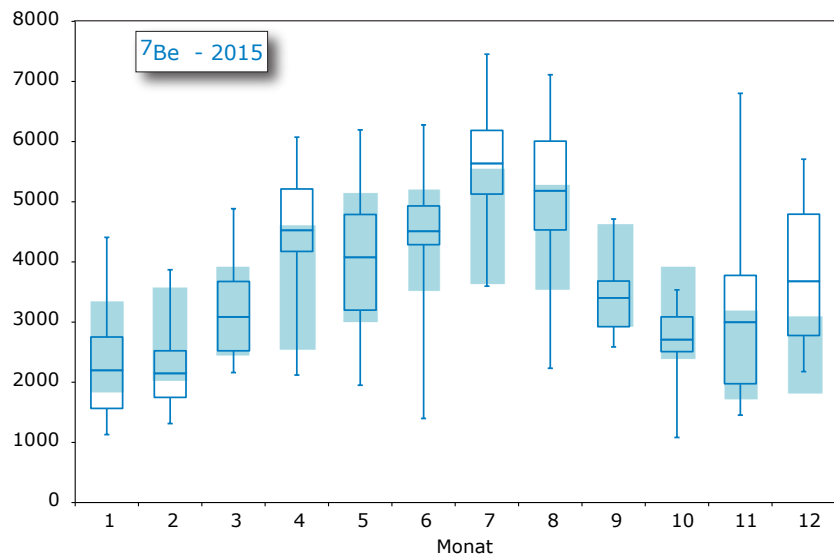
Plutonium- Isotope wurden 2015 an zwei Sammelproben von HVS-Filtern der Station Liebefeld bestimmt – eine Probe mit Filtern vom Sommer und eine Probe mit Filtern vom Winter. Die Summe der Alphastrahler ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu und ^{241}Am ergab 1.1 ± 0.1 nano-Becquerel pro m^3 Luft (nBq/m^3) im Winterhalbjahr 2014/2015 und $1.9 \pm 0.2 \text{ nBq}/\text{m}^3$ im Sommerhalbjahr 2015. Für die Stationen Klingnau und Posieux wurden Ganzjahresproben (Oktober 2014-September 2015) analysiert. Die Summe der Alphastrahler betrug $3.5 \pm 0.3 \text{ nBq}/\text{m}^3$ (Posieux) und $1.1 \pm 0.1 \text{ nBq}/\text{m}^3$ (Klingnau). Diese Konzentrationen der künstlichen Alphastrahler sind sehr tief und liegen wie beim ^{137}Cs eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert.

Die Resultate der MV-Filter in der Umgebung der Kernkraftwerke zeigen keine erhöhten Werte im Vergleich zu den HVS-Filtern mit Ausnahme von Spuren von ^{60}Co in der Januarprobe der Station bei KKW Gösgen ($1.2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Die Resultate der MV-Filter werden im Kapitel 8.5 näher besprochen.

Natürliche Radioisotope in der Luft

Die 2015 auf den HVS Filtern gemessenen Radioisotope waren fast ausschliesslich natürlicher Herkunft. Vorherrschend waren das Radonfolgeprodukt Blei-210 (^{210}Pb ; HWZ 21 Jahre) und Beryllium-7 (^7Be ; HWZ 50 Tage) welches durch die kosmische Strahlung, in hohen Schichten der Atmosphäre gebildet wird und aus diesem Grund kosmogen genannt wird. Die Konzentration von ^{210}Pb lag im üblichen Bereich von 0.1 bis $2.1 \text{ mBq}/\text{m}^3$ (Mittelwert $0.6 \text{ mBq}/\text{m}^3$); die Konzentrationen für ^7Be schwankten zwischen 1.1 und $7.5 \text{ mBq}/\text{m}^3$ (Mittelwert $3.7 \text{ mBq}/\text{m}^3$).

Neben ^7Be war in kleinsten Spuren von meist weniger als einem $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ das ebenfalls kosmogene Natrium-22 (^{22}Na) nachweisbar. Die Figur 2 zeigt für jeden Monat die Verteilung der ^7Be Konzentrationen aller Stationen im Vergleich mit dem langjährigen Jahresverlauf. Der Jahresverlauf der ^7Be Konzentrationen widerspiegelt das Wettergeschehen, insbesondere die konvektive vertikale Durchmischung



Figur 2:

Boxplot der monatlichen ^7Be Konzentrationen bei allen HVS Stationen. Die Box umfasst 50 % aller Messwerte, die horizontale Linie in der Box entspricht dem Mittelwert und die "whiskers" gehen zu Minimum und Maximum. Die ausgefüllten Boxen gelten für die langjährigen Monatsmittel (1994-2011) [Referenz 1].

der Troposphäre an warmen Sommertagen, wo ^7Be reiche Luft aus der obersten Troposphäre an den Boden gelangt. Weitere Einflüsse für die ^7Be Konzentration in der Luft sind Niederschlag (Auswaschen von ^7Be) und die Sonnenaktivität (negative Korrelation mit der Produktion von ^7Be). Die Sonnenaktivität 2015 war deutlich geringer als 2014 (<http://solarscience.msfc.nasa.gov>) - die Produktion von ^7Be also höher. Dies passt zur Beobachtung, dass der Jahresmittelwert 2015 ($3.7 \text{ mBq}/\text{m}^3$) etwas höher ist als im ebenfalls sehr warmen 2014 ($3.3 \text{ mBq}/\text{m}^3$). Der Verlauf des Klimas (siehe "Klimabulletin Jahr 2015" von MeteoSchweiz) liefert gute Erklärungen für die ^7Be Konzentrationen und deren Abweichungen von den langjährigen monatlichen Mittelwerten. Ab Mitte Januar bis Ende Februar sorgten winterliche Verhältnisse für wenig vertikalen Austausch in der Troposphäre sowie für verstärkte Auswaschung von ^7Be durch "Schneefälle bis in tiefe Lagen". Die ^7Be Monatsmittel waren in diesen beiden Monaten deshalb die tiefsten des ganzen Jahres. Deutlich höhere ^7Be Werte als erwartet traten im warmen und trockenen Monat April auf. Der extrem heisse und sehr sonnige Juli brachte das höchste ^7Be Monatsmittel, deutlich über dem langjährigen Erwartungswert. Auch der August war sehr warm, mit entsprechend hohen ^7Be Konzentrationen. Am deutlichsten übertroffen wurde das erwartete Monatsmittel aber im Monat Dezember – dem wärmsten seit Messbeginn.

Als weiteres natürliches Radioisotop findet sich in den HVS Filtern oft auch ^{40}K . Die Konzentrationen liegen typischerweise bei 5 - $10 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Vereinzelt

treten höhere Werte bis um $40 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ auf, etwa bei der Station Liebefeld in der Woche mit dem 1. August. Das Kaliumnitrat aus dem Feuerwerk hinterliess offenbar seine Spuren im Filter dieser stadtnahen Station.

Niederschlag

Messungen von Gammastrahlern

Im Berichtsjahr 2015 wurde an folgenden Sammelstationen kontinuierlich Niederschlag gesammelt und monatlich gammaspektrometrisch gemessen: Umgebung der Kernkraftwerke Mühleberg, Leibstadt, Gösgen und Benznau, Umgebung PSI/ZWILAG sowie Posieux FR, Göttingen TG, Cadenazzo TI, Cernier NE und Davos GR. Für die natürlichen Radioisotope ^7Be und ^{210}Pb wurden Werte im Bereich $0.1 - 3.3$ (Mittelwert 0.8) Bq/l , respektive $0.01 - 0.75$ (Mittelwert 0.1) Bq/l gemessen. Mit Ausnahme von sporadischen Spuren von ^{137}Cs (alle Werte kleiner als $1 \text{ mBq}/\text{l}$) konnten in Regen und Schnee keine künstlichen Radioisotope nachgewiesen werden. Als Referenzpunkt kann hier der Immissionsgrenzwert aus der Strahlenschutzverordnung von $16 \text{ Bq}/\text{l}$ ^{137}Cs in öffentlich zugänglichen Gewässern herangezogen werden, da bei starken Niederschlägen ein öffentlich zugängliches Gewässer im Wesentlichen durch Regenwasser gespeist sein könnte. Für eine weitere Diskussion dieser Resultate siehe auch Kapitel 8.5.

Tritium-Messungen

Für die monatlichen Sammelproben von Niederschlag der Referenzstationen Posieux, Göttingen, Cadenazzo sowie bei den Stationen Basel-Binningen und La Chaux-de-Fonds lagen mit einer einzigen Ausnahme alle Tritiumkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze von $2 \text{ Bq}/\text{l}$. Die Ausnahme war die Probe von La Chaux-de-Fonds im Dezember, wo ein Wert von $2 \text{ Bq}/\text{l}$ nachgewiesen werden konnte. Die Messresultate zeigen, dass die Tritiumkonzentrationen im Regenwasser dieser Stationen innerhalb des Bereiches der natürlichen Tritiumkonzentrationen im Regen liegen.

Tritium-Messungen an Regenproben aus der Umgebung der Kernkraftwerke, dem PSI und dem ZWILAG ergaben ebenfalls meist Messwerte unterhalb oder knapp über der Nachweisgrenze von $2 \text{ Bq}/\text{l}$, wobei auch höhere Werte auftraten: bis zu $30 \text{ Bq}/\text{l}$ beim Kernkraftwerken Benznau und bis $20 \text{ Bq}/\text{l}$ beim PSI. Alle gemessenen Konzentrationen liegen sehr deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte (siehe Kapitel 8.5).

Höhere Tritiumwerte – aber immer noch klar unterhalb der Grenzwerte – zeigte die Überwachung von Tritium-verarbeitender Industrie. Nahe bei den betroffenen Standorten in Teufen AR und Niederwangen BE enthielt das Regenwasser zwischen 12 und $730 \text{ Bq}/\text{l}$ Tritium mit einem Mittelwert von $123 \text{ Bq}/\text{l}$. Die Höchstkonzentration entspricht rund 6% des Immissionsgrenzwertes der StrSV für öffentlich zugängliche Gewässer. Ausführlicher werden diese Tritium-Resultate in Kapitel 9.3 besprochen.

Referenzen

- [1] Steinmann P., Zeller M., Beuret P., Ferreri G., Estier S., 2013. Cosmogenic ^7Be and ^{22}Na in ground level air in Switzerland (1994e2011). Journal of Environmental Radioactivity 124, 68-73.

4.2 RADAIR

S. Estier
P. Beuret
P. Steinmann
G. Ferreri
A. Gurtner
T. Marti
M. Müller
 Section Radioactivité
 de l'environnement
 URA / OFSP
 3003 Bern

Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'air réalisées en continu par le réseau automatique de surveillance RADAIR exploité par l'Office Fédéral de la Santé Publique n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Dans ce compartiment environnemental, la radioactivité d'origine naturelle domine nettement, et aucune activité bêta (β) d'origine artificielle supérieure à la limite de détection de 50 à 300 mBq/m³ n'a été enregistrée en 2015 par les collecteurs d'aérosols. Les concentrations d'iode-131 (¹³¹I) gazeux sont elles aussi restées inférieures aux limites de détection de 40-50 mBq/m³.

Introduction

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-Däniken, Leibstadt et Mühleberg), ainsi qu'à la surveillance de sites en altitude (Jungfrauoch). Le deuxième, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés à Posieux/FR, Cadenazzo/TI, Göttingen /TG, au CERN/GE, à Klingnau/AG et à Liebefeld/BE. 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. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à une semaine. Les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire. Le délai pour l'obtention des résultats est donc de quelques jours. Par contre les limites de détection sont très faibles, env. 0.5 µBq/m³ pour le ¹³⁷Cs. Ces installations permettent ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l'environnement. Les résultats des mesures des filtres aérosols des collecteurs à haut débit sont détaillés au chapitre 4.1.

Le réseau RADAIR, quant à lui, 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 collectés par la centrale de gestion des données toutes les 30 minutes. Le présent chapitre détaille les résultats des mesures enregistrées par le réseau RADAIR au cours de l'année 2015.

Principe de mesure

Le principe de mesure part de l'hypothèse que les activités α totales mesurées dans l'environnement sont d'origine naturelle, à savoir qu'elles proviennent du gaz radon émanant du sol ainsi que de ses produits de filiation. A cette activité α naturelle ($A_{\text{nat}} = A_{\text{tot}}$) est, en tout temps, associée une activité β naturelle, B_{nat} . Le rapport entre les activités $A_{\text{tot}} = A_{\text{nat}}$ et B_{nat} est supposé constant pour une station donnée et est noté F. Il est appelé facteur de compensation α/β .

En cas d'incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère, l'activité β totale mesurée, comprendra, en plus de la part naturelle, une contribution

d'origine artificielle que nous cherchons à déterminer. L'activité β artificielle moyenne normée (B_{art}), qui constitue la véritable grandeur d'intérêt, est ainsi calculée à l'aide d'un algorithme de compensation qui soustrait la part naturelle de l'activité β ($B_{nat} = A_{tot}/F$) à l'activité β totale (B_{tot}) mesurée:

$$B_{art} = B_{tot} - (A_{tot} / F)$$

Une alarme est déclenchée si la valeur de l'activité β artificielle calculée dépasse un seuil prédéfini.

Dans la pratique, toutefois, il apparaît que le facteur F n'est pas véritablement constant pour une station donnée mais fluctue (en moyenne entre 0.65 et 0.85) quotidiennement ainsi qu'en fonction de la saison et des conditions météorologiques.

Jusqu'en 2011, une valeur constante du facteur F , dépendante du site et modifiée périodiquement par un administrateur système était utilisée. Dès 2012, les moniteurs ont été progressivement équipés d'un nouveau logiciel permettant d'adapter en permanence ce facteur F pour prédire au mieux la composante naturelle du rayonnement β (B_{nat}) en tenant compte des fluctuations saisonnières et quotidiennes du site de mesure. Le but étant, d'une part d'automatiser la mesure le mieux possible et d'autre part d'améliorer la sensibilité. Pour cela, le moniteur effectue la moyenne glissante des n ($n > 10$) derniers rapports pour autant que ce dernier soit compris entre des valeurs seuils (0.6 et 0.9). Ce rapport moyen donnera le facteur F_m avec lequel la concentration β artificielle de la mesure en cours sera calculée.

Les moniteurs FHT59S, appelés aussi moniteurs $\alpha\beta$, sont aujourd'hui tous équipés de la nouvelle version du logiciel de mesure avec compensation automatique du facteur α/β (F_m). Ce nouveau principe de calcul offre un abaissement de la limite de détection, jusqu'à un facteur 2 selon les sites, par rapport à la méthode manuelle. Une autre conséquence de ce nouveau principe est la diminution du nombre des pré-alarmes de niveau 1, c'est-à-dire des dépassements de la concentration β actuelle d'origine naturelle $> 5 \text{ Bq/m}^3$, en particulier lors de brusques variations de la concentration alpha. Si la méthode automatique de compensation ne donnait pas satisfaction sur une certaine période, la méthode manuelle de compensation existe toujours. Les administrateurs peuvent en effet gérer manuellement les données directement depuis la centrale à l'aide d'un logiciel. Celui-ci permet entre autre de recalculer la concentration bêta artificielle moyenne avec un autre facteur de compensation que celui d'origine.

Les modifications apportées en 2015

L'ensemble du système RADAIR (moniteurs et serveurs) fonctionne avec satisfaction. Néanmoins les ordinateurs de contrôle des moniteurs montrent des signes de vieillissement et certains ont déjà été remplacés. Si les moniteurs aérosols seront mis à l'arrêt après la mise en service des sondes de mesure du nouveau réseau URAnet, dès 2017, les moniteurs d'iode seront eux intégrés à ce nouveau réseau. C'est pourquoi la rénovation de ces ordinateurs est importante pour la suite.

Les données RADAIR sont toujours disponibles sur internet à l'adresse www.radair.ch, mais depuis 2015 elles ont également été intégrées à la plateforme internet Radenviro (www.radenviro.ch), donnant accès à tous les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement effectuées dans le cadre de la surveillance coordonnée par l'OFSP.

Les résultats de mesure

Collecteurs d'aérosols α/β :

La figure 2 montre les concentrations α naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2015 aux stations de Genève, de Güttingen, du Jungfrauoch et de Sion ainsi que les histogrammes des concentrations β artificielles obtenues après compensation.

Les concentrations α maximales enregistrées dans les différentes stations (cf graphiques A,B,E,F de la figure 2) dépendent de la nature géologique du sol et de l'environnement ainsi que des conditions météorologiques. Pour une station donnée, ces valeurs maximales fluctuent d'un facteur 2 à 3 au cours de l'année.

Les différences marquées entre moyennes mensuelles des maximums journaliers et concentrations mensuelles moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle passant de 5 à 30 Bq/m^3 (en 24 heures) suivant les sites (graphiques A, B et E de la figure 2). Il faut savoir que le phénomène d'inversion thermique limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent près du sol durant la nuit, c'est pourquoi il s'en suit une augmentation de la concentration en fin de nuit. Afin de mieux représenter le phénomène, les figures A,B et F montrent les moyennes de la différence entre les températures de l'air à 2 m et celles au sol. Lorsque cette différence est positive, l'intensité et la durée de l'inversion est grande. Ces graphiques montrent

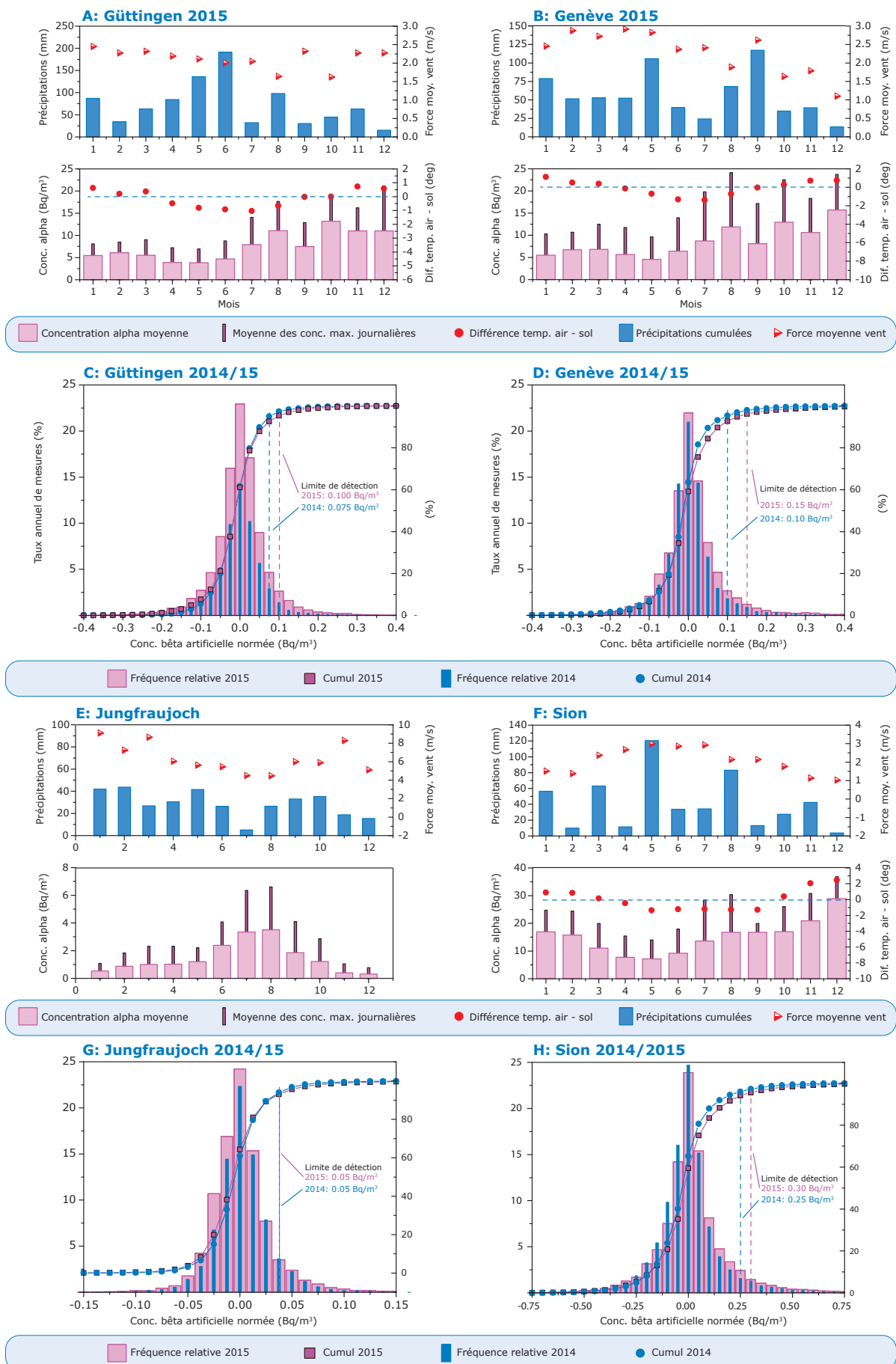


Figure 1:

Les graphiques **A,B,E,F** montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes, les moyennes mensuelles des concentrations maximales journalières, la différence mensuelle moyenne des températures entre l'air (2m) et le sol, ainsi que les précipitations cumulées mensuelles et la vitesse moyenne des vents enregistrées en 2015 aux stations de Güttingen, Genève, Jungfrauoch et Sion. Les graphiques **C,D,G,H** représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2014 et 2015 à ces mêmes stations.

que le phénomène d'inversion est plus marqué en automne et en hiver et que, par conséquent, les concentrations alpha sont également plus importantes. Aux mois de janvier et février, le sol est partiellement gelé ou recouvert de neige, ce qui peut expliquer que les concentrations sont moins importantes qu'en automne, malgré une forte inversion.

Les concentrations alpha des mois d'avril à juin sont atténuées, d'une part à cause des inversions diurne-nocturnes moins importantes, d'autre part à cause des précipitations (lessivage des aérosols), à cela s'ajoute également un brassage plus important des masses d'air (phénomène de dilution).

Dans les stations de montagne comme au Jungfraujoch et au Weissfluhjoch, les concentrations en radon sont très faibles, en moyenne de l'ordre de 3-5 Bq/m³. La contribution provient essentiellement de la plaine, soit avec les vents thermiques, soit avec les vents dominants. À l'inverse des stations de plaine, les plus fortes concentrations se rencontrent en été et sont moindres en hiver.

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 β artificielle sera élevée. Suivants les sites, on observe ainsi un rapport d'environ 100 à 200 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 des limites de détection de la radioactivité β d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration β (graphiques C, D, G et H de la figure 2) montrent ces limites.

Malgré l'application d'un facteur de compensation adéquat, encore amélioré grâce à l'algorithme automatique de compensation, des augmentations de radioactivité inférieures à 300 mBq/m³ ne sont pas décelables pour les stations de plaine. Cette limite de détection s'abaisse à 50 mBq/m³ pour les stations d'altitude. À noter que le nombre de mesures annuelles varie en fonction des moniteurs et des années. Afin de faciliter la comparaison des histogrammes entre eux, l'ordonnée présente les taux annuels de mesure plutôt que le nombre absolu de mesures.

De manière générale, les limites de détection ont diminué avec l'installation du programme de compensation automatique des concentrations β . Ces limites sont restées stables entre 2014 et 2015, mais il faut remarquer que celles de 2014 sont sensiblement plus basses que celles de 2015. Ceci peut s'expliquer par le fait que les concentrations alpha moyennes, par conséquent, les concentrations bêta moyennes étaient plus petites en 2014 à cause d'une pluviométrie plus importante qu'en 2015. La figure 2H montre un histogramme 2014 décalé vers la gauche, ce décalage provient d'une compensation manuelle (sous-compensation) de janvier à avril ; pour le reste de l'année le moniteur était équipé de la compensation automatique.

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 2015.

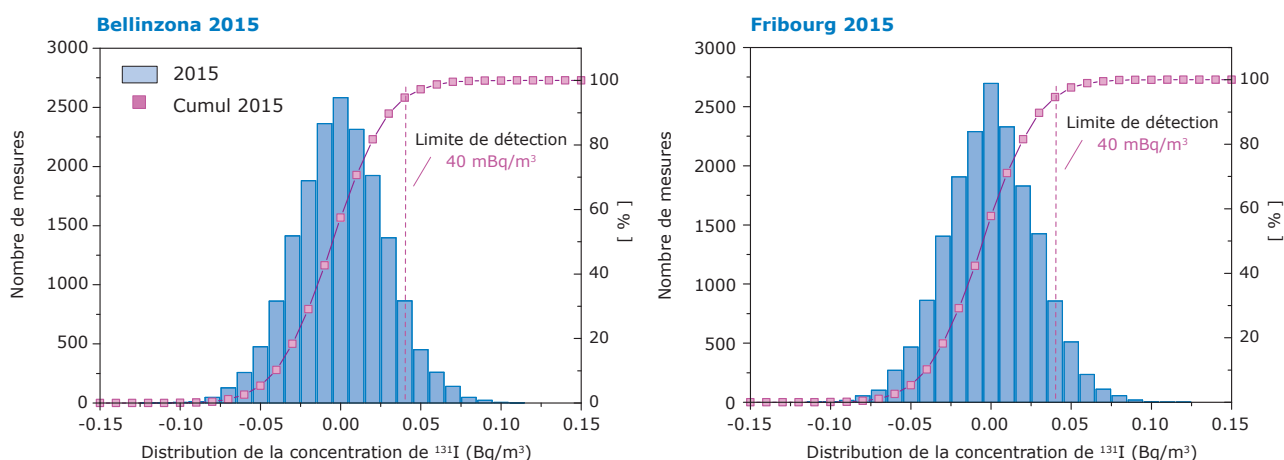


Figure 2:
Histogrammes de la concentration moyenne du ¹³¹I des stations de Bellinzona et de Fribourg en 2015.

Collecteur de ^{131}I :

Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Genève-Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (^{131}I) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à leur limite de détection (40-50 mBq/m³) au cours de l'année 2015. La figure 3 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ^{131}I enregistré dans les stations de Fribourg et de Bellinzona. Malgré les 14 jours d'interruption du moniteur de Bellinzona suite à une défaillance de la climatisation, les deux histogrammes de la figure 3 sont quasi identiques.

Disponibilité du système

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2015 entre 90 et 98 % pour la plupart des stations (collecteurs d'aérosols et d'iode inclus). A noter que les périodes d'arrêt des moniteurs pour entretien sont également compris dans cette statistique.

Les moniteurs situés à Bâle et à La Chaux-de-Fond ont fait exception. Le premier, suite à la fin de vie du climatiseur et du délai de livraison, a été arrêté durant les trois mois d'été. Le second, suite à une panne importante de l'ordinateur de contrôle du moniteur, a été arrêté durant 1 mois.

D'une manière générale, les pannes les plus courantes ont été, dans l'ordre de fréquence: Les chutes de la haute tension, les pannes de climatisation des locaux, quelques pannes de secteurs et de communication principalement sur le site du Jungfraujoeh et enfin 2 pannes de disque dur.

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 Aerosolpartikel gesammelt. Im Falle einer Radioaktivitätsfreisetzung kann somit im Idealfall die 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 bereits 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 zum grössten Teil 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, welche ermöglichen, mittels Militärflugzeugen Aerosolproben aus bis zu 12'000 m Höhe zu sammeln um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60er-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

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, die die Geräte damals gebaut hatte) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.

Sammlung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikeln erfolgt mit Hilfe von Luftfiltern, welche in einem Sammelaggregat unter dem Flügel eines Tigers F-5F/E befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was



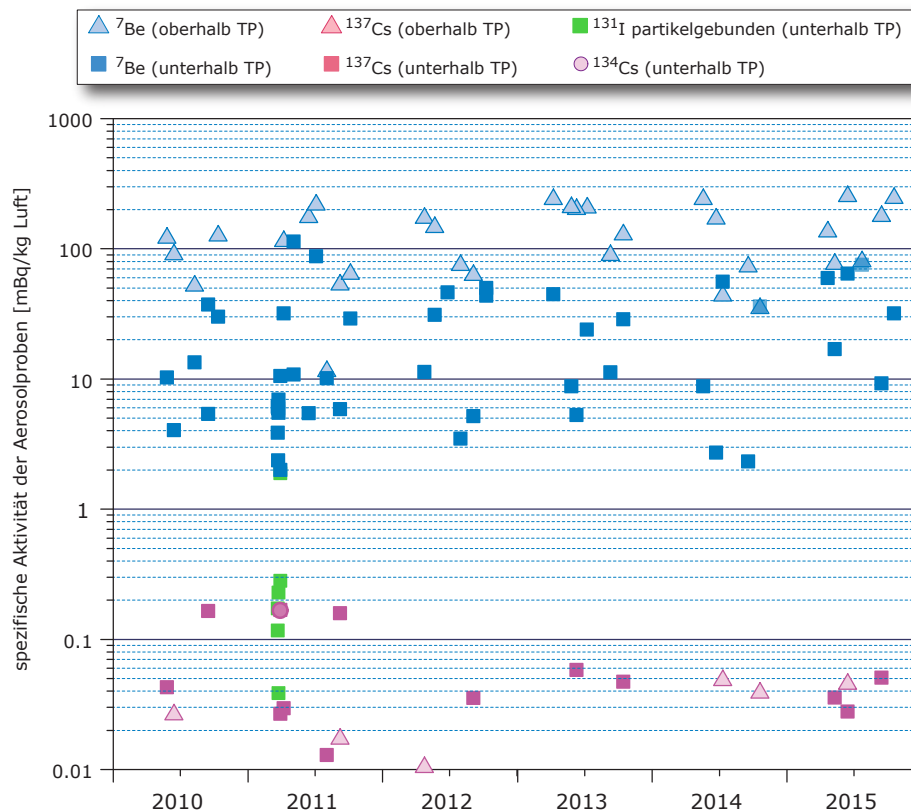
Figur 1 & 2:
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger sowie Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.

eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Die Geräte wurden im Windkanal kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer beprobte Luftmenge (kg) 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 Anfang 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 beprobte 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. Nach der Beprobung wird der Filter zur Analyse 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.



Figur 3:
 ^7Be -, ^{134}Cs -, ^{137}Cs - und partikelgebundene ^{131}I - Messwerte in mBq/kg Luft in den Jahren 2010-2015.

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, wobei nach 1-2 Tagen Messzeit für ^{137}Cs eine Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg Luft erreicht wird. Anschließend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden.

Über die letzten fünf Jahre liegt der Median der Konzentration des kosmogenen Radionuklids ^7Be oberhalb der Tropopause bei 131 mBq/kg. Bei den Messungen 1km unterhalb der Tropopause liegt der Median bei 24 mBq/kg. Als Vergleich seien hier die Werte von P. Winiger [1] bis [4] (Werte von 1960/1970) erwähnt, die für ^7Be im Mittel bei 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg 1'000m über bzw. unter der Tropopause liegen.

Der grösste Teil der ^{137}Cs -Konzentrationen lag im Jahr 2015 unter der Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg. In Figur 3 deutlich sichtbar sind die nach dem Reaktorunfall Fukushima (März 2011) gemessenen ^{131}I Konzentrationen, welche jedoch infolge der Halbwertszeit von 8 Tagen schon kurze Zeit später nicht mehr messbar waren. Auch das Radionuklid ^{134}Cs konnte im Berichtsjahr nicht mehr nachgewiesen werden.

Quellen:

- [1] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Halbleitermessungen von Fallout. *Helv. Phys. Acta*, Vol. 41/5, pp. 645-649 (1968).
- [2] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse von Halbleiterspektren. *Helv. Phys. Acta* Vol. 42/7-8, pp. 901-902, (1969).
- [3] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse hochaufgelöster g-Spektren und ihre Anwendung auf Spaltfragmentgemische. *Helv. Phys. Acta*, Vol. 43/6, pp. 693-712 (1970).
- [4] P. Winiger, O. Huber, J. Halter und B. Michaud: Konzentrationsmessungen von ^7Be , ^{137}Cs und jungen Spaltfragmenten an der Tropopause. *Tellus* Vol. 28/5, 434-441.

4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen

M.S. Brennwald
Eawag
Gruppe Umweltisotope
Abteilung W+T
8600 Dübendorf

A. Lück
Eawag
Gruppe Sedimentologie
Abteilung SURF
8600 Dübendorf

M. Zehringer
Kantonales Laboratorium
Basel-Stadt
4012 Basel

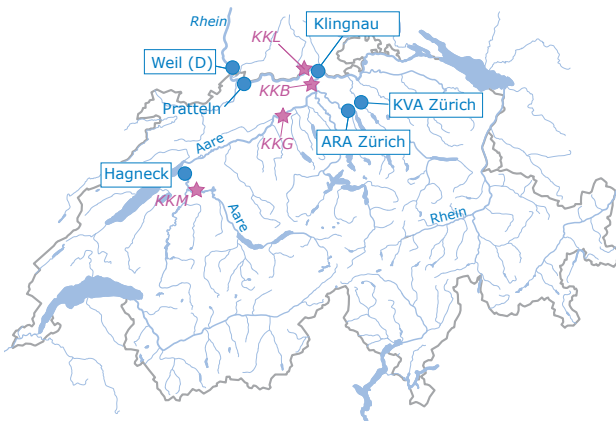
S. Estier
Ph. Steimann
URA / BAG
Sektion
Umweltradioaktivität
3003 Bern

Zusammenfassung

In den Wasser- und Partikelproben von Aare und Rhein wurden 2015 sporadisch ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co aus Abgaben der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau oder Leibstadt nachgewiesen. Die beobachteten Messwerte liegen im Rahmen der in den letzten Jahren beobachteten Werte. Weiter wurde ^{137}Cs gefunden, welches zum grössten Teil vom Tschernobylunfall stammt. In Stichproben von Schwebstoffen im Rhein bei Weil (D) wurden im Weiteren die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I und ^{177}Lu gefunden, welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar. In verschiedenen Wasserpflanzenproben wurde vereinzelt ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{131}I , und ^{137}Cs gefunden. Analysen des Grundwassers bei Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf eine Infiltration künstlicher Radionuklide aus der Aare bzw. dem Rhein.

Ziele

Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über Einleitung von Abwässern oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Entsprechend wird die Radioaktivität in aquatischen Systemen kontinuierlich analysiert mit dem Ziel, die Radionuklid-Immissionen der entsprechenden Betriebe zu überwachen und die gesamte Radioaktivität, welche die Schweiz verlässt, zu bilanzieren.



Figur 1:
Standorte der Stationen zur Überwachung der Radionuklidabgaben aus den Kernkraftwerken Mühleberg (KKM), Gösgen (KKG), Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) und sonstigen industriellen oder medizinischen Betrieben.

Methoden

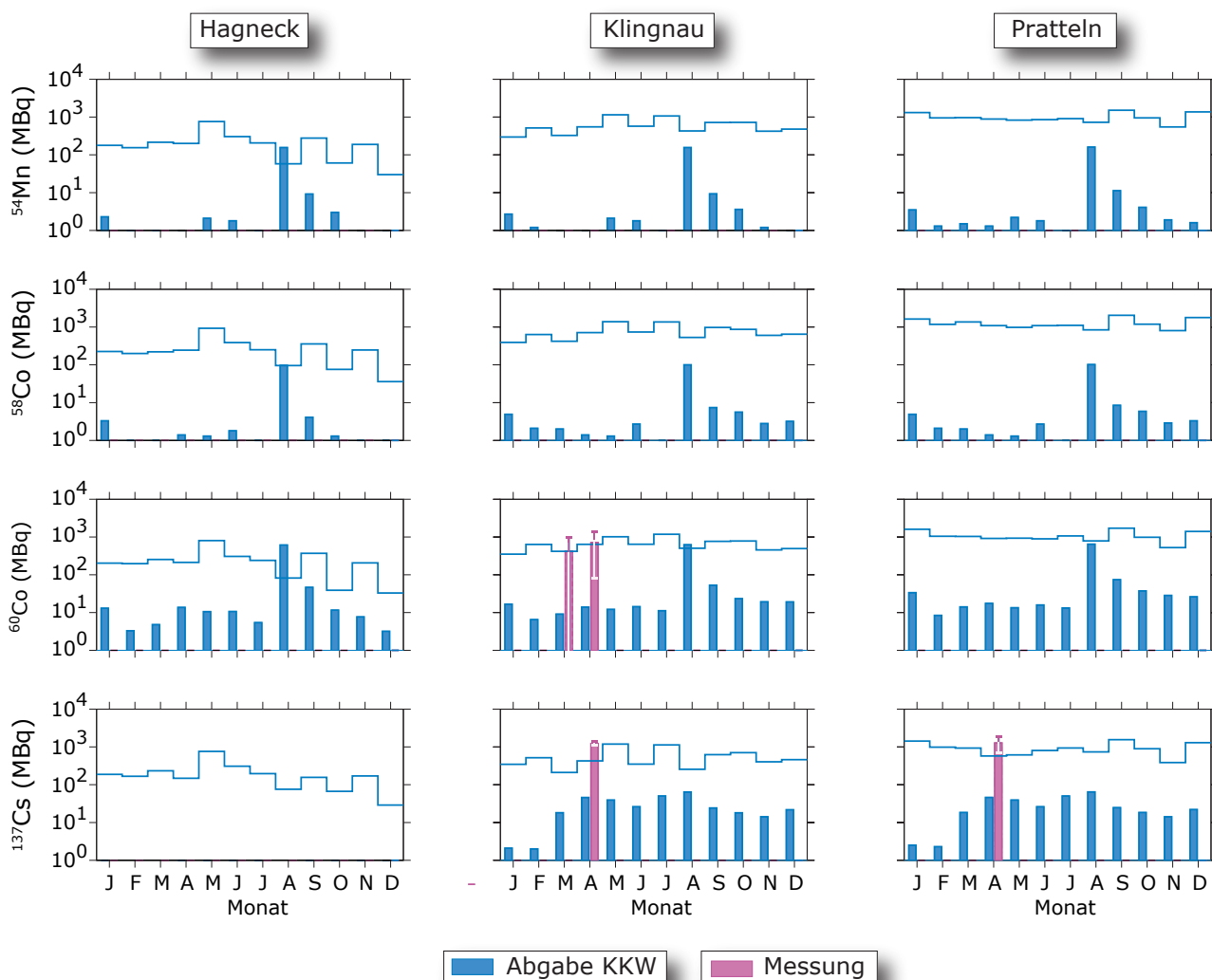
Die kumulierten Radionuklidabgaben der Kernkraftwerke werden mittels Wasserproben an verschiedenen Standorten entlang von Aare und Rhein erfasst und überwacht (Figur 1). Die Station Hagneck liegt stromabwärts des Kernkraftwerks Mühleberg an der Mündung der Aare in den Bielersee. An der Station Klingnau weiter stromabwärts werden zusätzlich die Abgaben der Kernkraftwerke Gösgen und Beznau überwacht. An der Station Pratteln werden schliesslich auch die Abgaben des Kernkraftwerks Leibstadt berücksichtigt. Komplementär zu den Wasserproben aus Rhein und Aare werden bei Hagneck, Klingnau und Pratteln auch regelmässig Schwebstoffproben gesammelt. Zusätzlich werden sporadisch auch Grundwasser-, Fisch- und Wasserpflanzenproben untersucht. Die Aktivitäten der Radionuklide in allen Proben werden an der Eawag mittels Gammaskopimetrie bestimmt.

Die Wasserproben aus Aare und Rhein bei Hagneck, Klingnau und Pratteln werden als grossvolumige, monatliche Sammelproben entnommen. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was monatliche Sammelproben zwischen 50 L und 200 L ergibt. Zur Bestimmung der monatlichen Fracht der Radionuklide in Aare und Rhein werden die Radionuklide in den Sammelproben durch eine

Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert. Danach wird das Fällungsprodukt getrocknet und darin die Aktivitäten der betreffenden Radionuklide bestimmt. Die Radionuklid-Fracht ergibt sich aus dem Produkt der gemessenen Aktivität und der während der Sammelperiode abgeflossenen Wassermenge.

Die Schwebstoffproben werden mit Hilfe von Sedimentfallen als monatliche Sammelproben gesammelt. Die Fisch- und Wasserpflanzenproben (ohne Wurzeln) werden unmittelbar stromabwärts der Kernkraftwerke entnommen. Die Fische werden filetiert und die Wasserpflanzenproben werden gereinigt, um eine Kontamination von Partikeln mit Radionukliden zu vermeiden. Die Sediment-, Fisch- und Wasserpflanzenproben werden vor der Analyse gefriergetrocknet. Die spezifische Aktivität dieser Proben wird in Bezug auf das Trockengewicht angegeben.

Bei der Rheinüberwachungsstation Weil (D) werden durch das Kantonale Labor Basel Stadt täglich Wasserproben entnommen und deren ^3H -Aktivität bestimmt. Zudem werden bei Weil monatlich Schwebstoff-Stichproben gewonnen. Dabei wurden über Zeiträume von einigen Tagen Rheinwasser aus der Querprofilmischung entnommen und davon die Schwebstoffe abzentrifugiert. Die Schwebstoffe werden gefriergetrocknet, gemahlen und danach gammaspektrometrisch analysiert. Aus den so bestimmten spezifischen Aktivitäten und dem monatlichen Abfluss bei Basel werden die monatlichen Radionuklidfrachten auf suspendierten Partikeln abgeschätzt. Dabei ist zu beachten, dass diese Hochrechnung auf der Annahme beruht, dass die über 4–9 Tage gesammelten Stichproben repräsentativ für den ganzen Monat sind, was aufgrund der diskontinuierlichen Abgaben der Kernkraftwerke nicht immer zutrifft.



Figur 2:

Vergleich der berechneten und gemessenen Frachten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs an den drei Stationen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die berechneten Frachten entsprechen den kumulierten Abgaben der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte lagen mit wenigen Ausnahmen immer unter der Bestimmungsgrenze (blaue Stufenlinie). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der Fracht.

Die Eawag beprobt sporadisch die Grundwasserströme bei Aarberg (Pumpwerk Römerstrasse II, in der Nähe der Überwachungsstation Hagneck), bei Döttingen (Pumpwerk Unterwald, in der Nähe der Überwachungsstation Klingnau) und bei der Überwachungsstation Pratteln (Pumpwerk BW16 der Hardwasser AG). Dabei werden die Radionuklide aus 100 L Grundwasser analog zu den Flusswasserproben vor der Analyse angereichert und analysiert.

Ergebnisse

Wasserproben

Figur 2 zeigt die monatlichen Frachten der im Wasser gelösten Radionuklide ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bei den Stationen Hagneck, Klingnau und Pratteln.

Die kumulierten Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke sind bei allen drei Stationen nahezu identisch, weil diese Nuklide überwiegend aus dem Kernkraftwerk Mühleberg stammen. Die kumulative ^{137}Cs -Bilanz ist durch die Abgaben des Kernkraftwerks Beznau bestimmt, wobei die grösste Abgabe im August 2015 stattgefunden hat (64 MBq).

Bei der Station Hagneck wurden über das ganze Jahr kein ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , oder ^{137}Cs nachgewiesen. Bei der Station Klingnau wurden im März und April ^{60}Co sowie im April ^{137}Cs nachgewiesen. Die beiden ^{60}Co -Nachweise lagen allerdings nahe an der Nachweisgrenze und sind entsprechend mit einer grossen Messunsicherheit behaftet. Bei der Station Pratteln wurde aufgrund der zunehmenden Verdünnung nur in der April-Probe ^{137}Cs , ansonsten aber keine weiteren Radionuklide nachgewiesen. Die ^{137}Cs -Nachweise sind wie in bisherigen Jahren grösser als der Abgaben des Kernkraftwerke was auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobylunfall zurückgeführt wird.

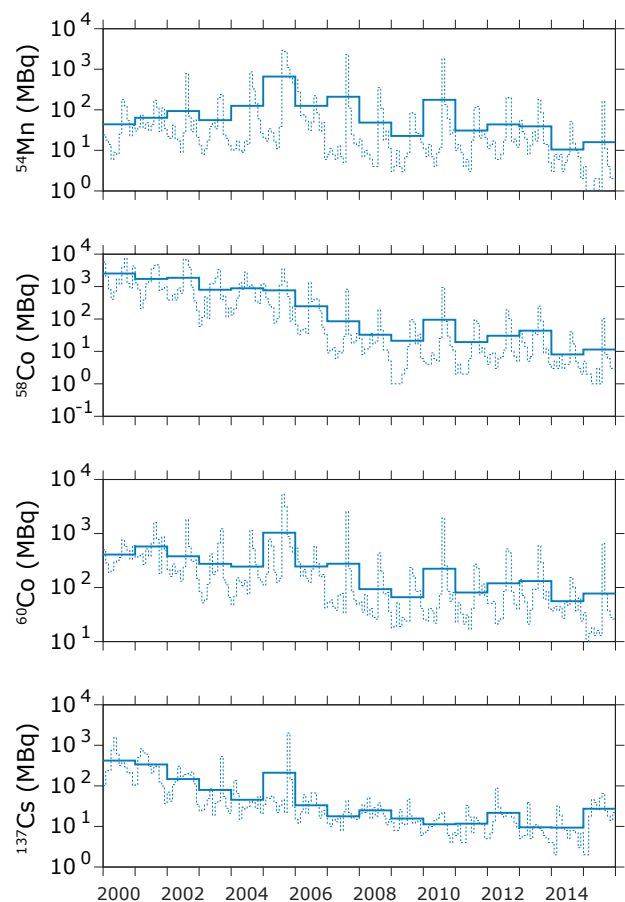
Die ^3H -Aktivität der täglichen Rheinwasserproben von Weil am Rhein (D) schwankt generell im Bereich von ungefähr 2–10 Bq/L und weist zwei Maxima von ungefähr 20 Bq/L auf (März und Mai 2015).

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

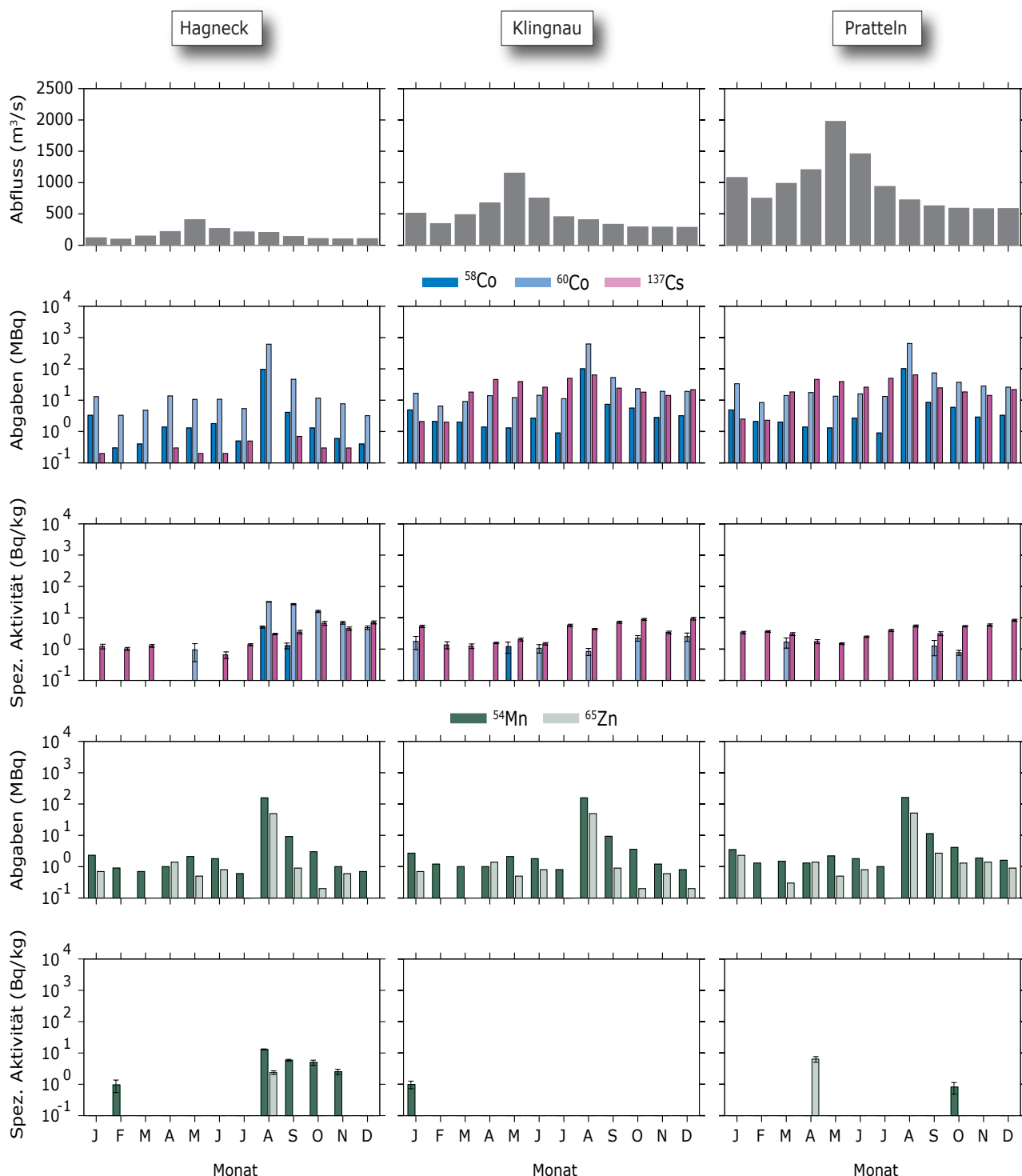
Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein

Figur 3 zeigt den zeitlichen Verlauf der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aller Kernkraftwerke während den Jahren 2000 – 2015. Als Folge der Revisionen der Kernkraftwerke sind die Abgaben in der Regel im Sommer/Herbst am grössten. Über die Jahre betrachtet haben die Abgaben von ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bis ca. 2008 tendenziell abgenommen. Danach ist keine systematische Veränderung mehr erkennbar. Über die gesamten Zeitraum betrachtet waren die Abgaben aller vier Nuklide im Jahr 2014 am geringsten. Im Jahr 2015 waren die Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co im Vergleich zu 2014 geringfügig höher, und bei ^{137}Cs waren die Abgaben 2015 ungefähr drei Mal höher als 2014.

Im Einklang mit den generell geringeren Abgaben während der letzten Jahre lagen die Messwerte der im Wasser gelösten Radionuklide meist unterhalb der spezifischen Bestimmungsgrenzen. Deshalb ist wie in den Vorjahren eine Quantifizierung der Jahresgesamtfracht anhand der monatlich überwachten Radionuklidfrachten nicht sinnvoll möglich.



Figur 3: Jahres- und Monatsmittel der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aus den Kernkraftwerken während 2000–2015 (Summe der Abgaben aller Kernkraftwerke).



Figur 4:

Spezifische Aktivitäten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs in den monatlichen Partikelproben aus den Sedimentfallen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln im Vergleich mit dem Abfluss und den kumulierten Abgaben der stromaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte wurden nur dann eingezeichnet, wenn die Bestimmungsgrenze der jeweiligen Messung erreicht wurde (typische Bestimmungsgrenzen für alle Nuklide in der Figur: 0.7–1.2 Bq/kg). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der spezifischen Aktivitäten.

Partikelproben

Die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklidspezies lagern sich an suspen-

dierte Partikel im Wasser an. Der Partikeltransport trägt somit wesentlich zur Verfrachtung der Radionuklide bei. Insbesondere werden Radionuklide durch sedimentierende Partikel aus dem offenen

Wasser entfernt. Umgekehrt können Radionuklide durch Resuspension des Sediments auch wieder zurück ins offene Wasser gelangen.

Die spezifischen ^{137}Cs -Aktivitäten der Partikelproben betragen bei allen drei Stationen bei 1–10 Bq/kg, und der zeitliche Verlauf zeigt keine generelle Korrelation mit den Abgaben aus den Kernkraftwerken (Figur 4). Die ^{137}Cs -Nachweise werden in Übereinstimmung mit dem im Wasser gelösten ^{137}Cs auf die Mobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobylunfall zurückgeführt. Ansonsten wurden ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{65}Zn bei den Stationen Hagneck, Klingnau und Pratteln nur vereinzelt nachgewiesen.

Figur 5 zeigt die aus den Stichproben bei Weil (D) abgeschätzten Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co und ^{137}Cs auf Schwebestoffen. ^{54}Mn und ^{60}Co wurden nur sporadisch nachgewiesen. In allen Stichproben wurde ^{137}Cs gefunden, was wiederum primär auf die Mobilisierung von ^{137}Cs aus dem Tschernobylunfall zurückgeführt werden kann. Zusätzlich zu den relativ langlebigen Radionukliden konnten in den Stichproben von Weil (D) auch die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I (Halbwertszeit: 8 Tage) und ^{177}Lu (Halbwertszeit: 6.7 Tage) nachgewiesen werden (ebenfalls Figur 5), welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden.

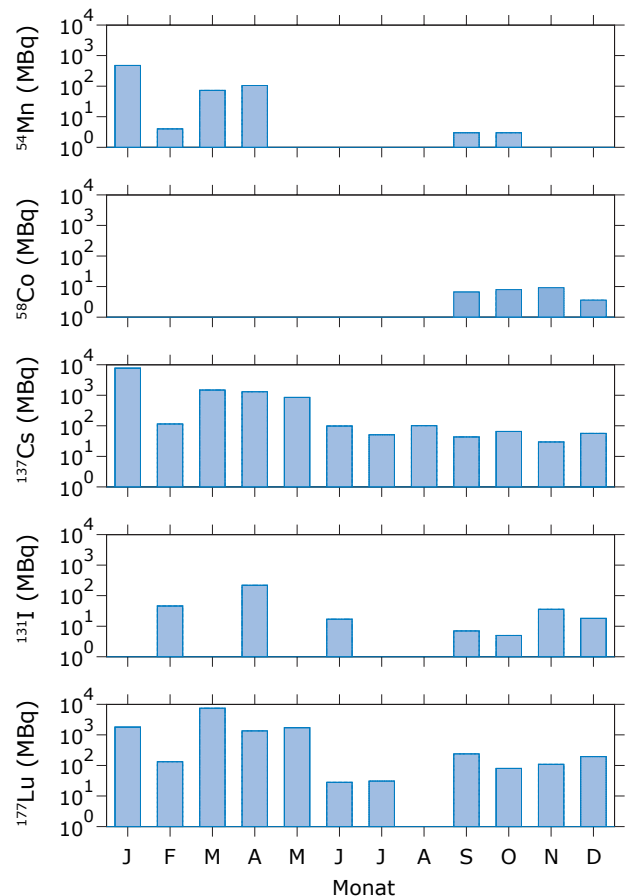
Fische

Im Jahr 2015 wurden Fische aus der Aare bei Schönenwerd (Alet gefangen am 6.10.2015), dem Klingnauer Staubecken (Alet, 23.9.2015) und dem Rhein bei Pratteln (ebenfalls Alet, 28.12.2015) analysiert. Bei allen Fischproben wurde natürliches ^{40}K gefunden (450–722 Bq/kg). Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

Wasserpflanzen

Es wurden Wasserpflanzen bei den verschiedenen Überwachungsstationen entnommen und analysiert:

- In der Probe von Hagneck (8.10.2015) wurden ^{54}Mn (10 Bq/kg) und ^{60}Co (45 Bq/kg) gefunden.
- In der Probe von Klingnau (7.7.2015) wurden ^{54}Mn (9 Bq/kg), ^{65}Zn (24 Bq/kg) und ^{137}Cs (3 Bq/kg) gefunden.
- In der Probe von Pratteln (9.10.2015) wurden ^{60}Co (4 Bq/kg), ^{131}I (13 Bq/kg) und ^{137}Cs (7 Bq/kg) gefunden.



Figur 5:

Monatliche Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{131}I und ^{177}Lu auf Schwebestoffen bei Weil am Rhein. Die Frachten wurden aus den Messergebnissen der Stichproben abgeschätzt, welche über kurze Zeiträume (4–9 Tage pro Monat) gesammelt wurden.

Ansonsten wurden keine künstlichen Radionuklide gefunden, aber in allen Proben konnte ^{40}K beobachtet werden (jeweils um 600 Bq/kg).

Grundwasser

In den Grundwasserproben von Aarberg (5.11.15), Döttingen (8.7.15) und Pratteln (16.12.15) wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen (Bestimmungsgrenze ca. 0.3 mBq/L).

4.5 Automatisches Messnetz zur Überwachung des Flusswassers

Ph. Steimann
S. Estier
URA / BAG
Sektion
Umweltradioaktivität
3003 Bern

Zusammenfassung

Im Berichtsjahr 2015 konnte das neue Messnetz (URAnet aqua) zur kontinuierlichen Überwachung der Radioaktivität des Flusswassers unterhalb der Kernkraftwerke vervollständigt werden. Fünf automatische Sonden mit Natrium-Iodid-Detektoren messen fortlaufend die Konzentration von Gammastrahlern und übermitteln alle 10 Minuten einen Messwert. Künstliche Radionuklide konnten im Berichtsjahr nicht nachgewiesen werden. Mit Ausnahme der Sonde Hagneck, welche nach einer Beschädigung längere Zeit ausfiel, war die Verfügbarkeit der Messsonden sehr hoch.

Das Messnetz und seine Aufgaben

Mit der Inbetriebnahme der Messstation Laufenburg im Januar und des Natrium-Iodid-Detektors bei Hagneck im Juni ist das Messnetz „URAnet aqua“ für die kontinuierliche, automatische Überwachung des Flusswassers von Aare und Rhein unterhalb der Kernkraftwerke seit letztem Jahr komplett (Figur 1). Fünf Kilometer flussabwärts des KKW Mühleberg, aber vor der Trinkwasserentnahmestelle im Bielersee bei Biel, misst die Station Niederried. Die Station Aarau befindet sich 5 km unterhalb des KKW Gösgen. Die Station Laufenburg liegt 14 km unterhalb des KKW Leibstadt, bzw. 27 km flussabwärts des KKW Beznau, aber vor den Entnahmestellen für die Trinkwasserproduktion in Pratteln und Basel. Die Station Basel misst direkt das vom Wasserwerk (iwb) im Rhein entnommene Wasser. Die Station Hagneck schliesslich – 18 km unterhalb des KKW Mühleberg – stellt eine Redundanz für die Station Niederried sicher.

Die Aufgabe der neuen automatischen Messsonden ist es, starke Erhöhungen von Radioaktivität im Flusswasser rasch zu erkennen. Die Nachweisgrenze von rund 1 Bq/l erlaubt es, eine untere Meldeschwelle im Bereich des Toleranzwertes aus der FIV zu setzen, welcher für ^{137}Cs 10 Bq/l beträgt. Eine zweite Schwelle mit Alarmauslösung ist entsprechend dem FIV-Grenzwert für Trinkwasser festgelegt; für ^{137}Cs beträgt dieser 1'000 Bq/l. Bei Überschreitung der unteren Meldeschwelle wird die zuständige Stelle am BAG benachrichtigt, welche

die Messwerte verifiziert, die Ursache einer allfälligen Kontamination eruiert und die Bevölkerung informiert. Bei Überschreitung der zweiten Schwelle wird sofort eine Alarmmeldung an die Nationale Alarmzentrale gesandt, die gegebenenfalls Massnahmen anordnet.

Die NaI-Messsonden ersetzen die monatlichen Messungen der EAWAG nicht, welche mit einer mehr als tausendmal tieferen Nachweisgrenze auch geringe Abgaben der Kernkraftwerke erfassen können.

Messtechnik

Die eingesetzten Sonden enthalten 3" NaI (Natrium-Iodid) Detektoren, welche im Wasser eine „Sichtweite“ von rund einem Meter haben. Die Sonden sind in Üfernähe oder in der Flussmitte (Hagneck) so befestigt, dass sie allseits von mindestens 1m Wasser umgeben sind. Die NaI-Kristalle registrieren die Gammastrahlung und die Sonde zeichnet ein Energiespektrum auf. Die Energieauflösung der NaI-Spektren ist wesentlich gröber als bei den Spektren der im Labor verwendeten Germanium-Detektoren. Sie reicht aber aus, um natürliche von künstlichen Radionukliden zu unterscheiden. Die Spektren werden von den Sonden jeweils während 10 Minuten aufgenommen und dann an die Messzentrale weitergeleitet. Am Ende

einer vollen Stunde werden die sechs 10 Minuten Spektren addiert und neu ausgewertet, was eine tiefere Nachweisgrenze ermöglicht (1Bq/l für ^{137}Cs). Eine noch etwas bessere Nachweisgrenze wird bei den Tagesauswertungen (Summe von 24 Stundenspektren) erreicht. (Für ausführlichere Angaben zur Messtechnik und zum Messnetz siehe auch Lit. [1]).

Verfügbarkeit der Messsonden und Messergebnisse 2015

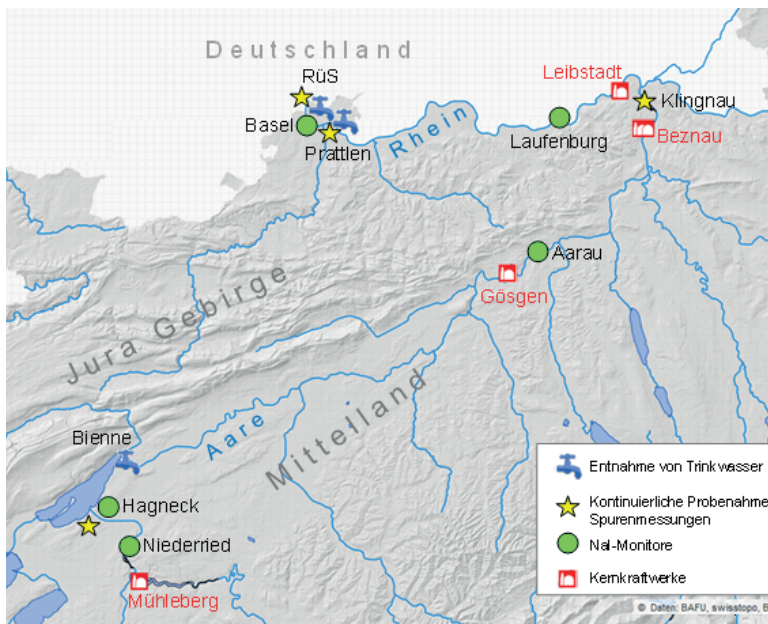
Die Verfügbarkeit der Sonden, d.h. die Verfügbarkeit der 10-Minuten Spektren, ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Bis auf die Station Hagneck waren diese Werte hoch: 97.5% oder besser. Bei Hagneck hat im November vermutlich ein treibender Baumstamm das Kabel der Sonde durchtrennt, was zu einem längeren Ausfall führte, da diese Sonde Mitten in der Aare befestigt ist und der Austausch entsprechend aufwändig war.

Tabelle 1:
Verfügbarkeit (Uptime) der NaI Wassersonden im Jahr 2015

Station	Uptime	Betriebsdauer
Niederried	98.3 %	ganzes Jahr
Hagneck	85.9 %	ab Inbetriebnahme Juni 2015
Aarau	98.3 %	ganzes Jahr
Laufenburg	98.3 %	ab Inbetriebnahme Januar 2015
Basel	97.5 %	ganzes Jahr

Die NaI-Detektoren des URAnet aqua Messnetzes konnten 2015 keine künstlichen Radioisotope im Flusswasser nachweisen. Bei den Messwerten fallen vor allem Spitzen in der Ortsdosisleistung (ODL) auf, wenn bei starken Niederschlägen viele Radonfolgeprodukte aus der Luft oder aus Böden ins Flusswasser gelangen (siehe Fig. 2). Die Identifikation der Radonfolgeprodukte ist anhand des NaI-Spektrums möglich (siehe Lit. 1). Neben den kurzen „Radonspitzen“ zeigt die Sonde Laufenburg anhaltendes Ansteigen der ODL bei Hochwasser. Das hat damit zu tun, dass die Sonde frei im Wasser hängt und bei erhöhter Strömung aufschwimmt. Dadurch misst die Sonde einen grösseren Anteil an kosmischer Strahlung, weil die abschirmende Wasserschicht dünner wird. Die Strömung am Sondenstandort ist neben der Abflussmenge auch davon abhängig, wie die Stauwehre des Wasserkraftwerkes reguliert sind. Die schnelle Rückkehr zu tieferen ODL-Werten bei hohem Abfluss (Fig. 2, Anfangs Mai) ist vermutlich dadurch zu erklären, dass das Flusswasser vor allem über die rechte Flussseite abgeleitet wurde und kein Wasser auf die Turbinen strömte. Bei genauerer Betrachtung lässt sich bei der Ortsdosisleistung der Sonde Niederried eine generelle Erhöhung im August und September feststellen. Die Ursache ist die Stauabsenkung des Stausees Niederried in dieser Zeit. Auch hier führt eine geringere Abschirmung des Detektors durch die Wassersäule zu einem stärkeren Beitrag an kosmischer Strahlung.

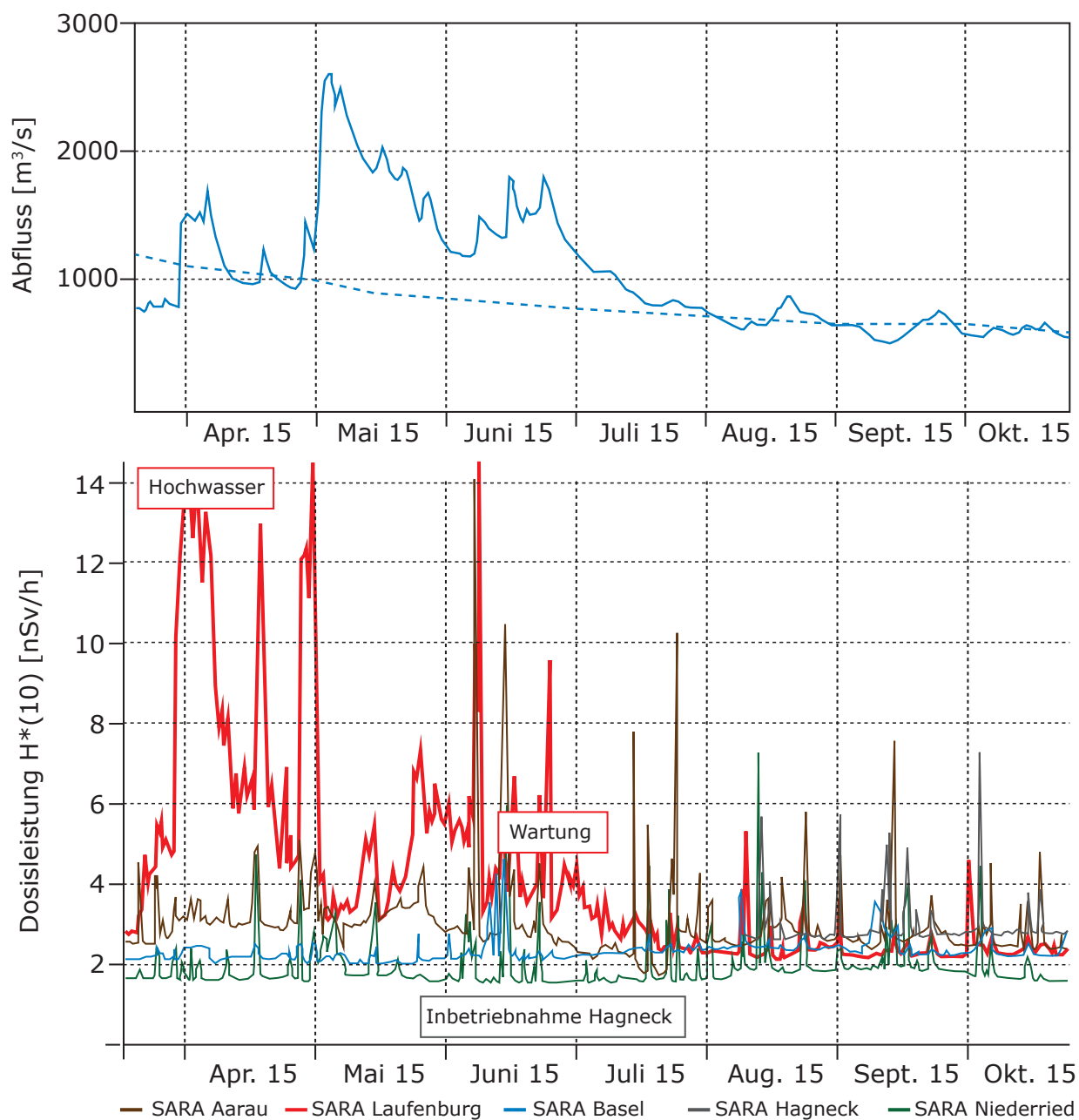
Online werden zurzeit die 24-Stunden Mittelwerte der gemessenen Radioisotope auf www.radenviro.ch publiziert.



Figur 1:
Standorte der NaI-Detektoren; EAWAG-Stationen mit kontinuierlicher Probenahme für Spurenmessungen (Hagneck, Klingnau und Pratteln); Rheinüberwachungsstation Rüs Weil a.Rh. (Messungen KL BS); Entnahmestellen von Trinkwasser im Bielersee und im Rhein (Pratteln und Basel).

Literatur

[1] Steinmann P. und Estier S., 2015. Radioaktivität in Flusswasser unterhalb KKW: Das neue Messnetz zur kontinuierlichen Überwachung von Aare und Rhein. Aqua & Gas, 10, 66-72.



Figur 2:

Oberer Teil: Abflussmenge des Rheins bei Rheinfelden (Daten: BAFU).

Unterer Teil: Grafik zum Verlauf der Ortsdosisleistung der NaI Detektoren wie sie von der NMC-Überwachungssoftware zur Verfügung gestellt wird.

4.6

Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux
P.-A. Pittet
F. Barraud
M. Pedro
F. Bochud

Institut de Radiophysique,
 Grand Pré 1
 1007 Lausanne

S. Estier
P. Steinmann
A. Gurtner
 Section Radioactivité
 de l'environnement
 URA / OFSP
 3003 Bern

M. Zehringer
 Laboratoire Cantonal Bâle
 Kannenfeldstr. 2
 4012 Basel.

J.A. Corcho Alvarado
S. Wüthrich
S. Rölli
B. Balsiger
 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 gamma in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que le niveau d'activité artificielle dans le sol et l'herbe est resté faible et au niveau des années précédentes. 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 inférieures à 1 Bq/kg pour le plutonium et l'américium et au maximum de quelques Bq/kg pour le ^{90}Sr notamment dans les sols de montagne du Tessin. 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 229 Bq/kg au Tessin (env. 44 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse), région particulièrement touchée par les retombées de l'accident. Les activités en ^{90}Sr sont restées très similaires à celles observées les années précédentes et sont plus élevées en altitude et au Tessin que sur le reste de la Suisse. Ces variations dans les sols se reflètent au niveau des herbes, avec des activités en ^{90}Sr supérieures dans les herbes de montagne (jusqu'à 15 Bq/kg MS) et du Tessin (^{137}Cs jusqu'à 10 Bq/kg MS). On observe également que la période de coupe est responsable des différences observées dans les activités en ^{137}Cs et ^{90}Sr pour un même site de prélèvement.

Introduction

Le ^{90}Sr et le ^{137}Cs ont été largement dispersés dans l'environnement suite aux essais nucléaires des années cinquante et soixante ainsi que lors de l'accident de Tchernobyl, en 1986. Le ^{90}Sr étant facilement transféré du sol aux plantes et tout au long de la chaîne alimentaire, on le trouve encore dans les dents de lait des enfants et dans les vertèbres humaines (voir chapitre 6.2). Un paramètre largement utilisé pour exprimer le transfert des radioéléments d'un compartiment de l'environnement à l'autre est le facteur de transfert. Par exemple, pour le cas du transfert du sol vers l'herbe, TF s'écrit :

$$TF = \frac{A_{\text{herbe}} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{kg}} \text{ MS} \right]}{A_{\text{sol}} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{kg}} \text{ MS} \right]}$$

Une condition indispensable pour que le modèle représenté par TF soit valide est la présence d'une relation statistiquement significative entre l'activité d'un sol donné et l'activité dans la plante. Cependant, les facteurs de transfert répertoriés dans la littérature sont très variables, parfois de plusieurs

ordres de grandeur pour un même radioélément et une même plante, selon les études [1]. On admet maintenant que l'absorption d'un radioélément par une plante est plus influencée par la nature du sol, par exemple par sa capacité d'échange cationique (CEC), que par l'activité du radioélément en question dans le sol [1, 2]. On définit alors des conditions particulières à un site spécifique pour évaluer sa capacité à transférer un radioélément à la plante :

1. la concentration biodisponible du radioélément dans la solution de sol,
2. la capacité de la plante à absorber le radioélément biodisponible,
3. la concentration biodisponible d'éléments compétiteurs dans la solution de sol. Par exemple, le K, comme élément analogue au Cs, va entrer en compétition avec le ^{137}Cs , de la même manière que le Ca va le faire pour le ^{90}Sr . La capacité de la plante à absorber le radioélément va dépendre notamment de sa position dans la classification phylogénétique, avec par exemple une capacité réduite pour les Non-Eudicotylédones à absorber le ^{90}Sr par rapport aux Eudicotylédones [2].

Tableau 1:

Activités en ^{40}K , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2015 (Bq/kg matière sèche, fraction < 2 mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (voisinage KKB)	2	372 – 449	<0.7	<0.6	13.4 – 15.7	0.86 ± 0.14	0.097 ± 0.011	0.044 ± 0.008
AG (KKB in-situ)	2	315 – 319			8.9 – 9.0			
AG (PSI)	1	381 ± 41	<0.7	<0.7	8.6 ± 1.0	0.37 ± 0.13	0.094 ± 0.010	0.043 ± 0.009
AG (PSI in-situ)	1	267 ± 28			3.4 ± 0.6			
AG (ZWILAG)	1	390 ± 42	<0.6	<0.6	11.5 ± 1.3	0.69 ± 0.13	0.153 ± 0.018	0.076 ± 0.007
AG (ZWILAG in-situ)	1	315 ± 33			8.1 ± 1.0			
AG (vois. KKL)	4	364 – 435	<0.9	<0.7	10.7 – 14.7	0.86 ± 0.13	0.129 ± 0.015	0.054 ± 0.007
AG (KKL in-situ)	4	309 – 361			7.1 – 11.7			
AG/SO (vois. KKG)	4	357 – 479	<0.9	<0.7	9.2 – 17.3	0.81 ± 0.18	0.179 ± 0.018 0.159 ± 0.013	0.122 ± 0.026 0.082 ± 0.009
AG/SO (KKG in-situ)	4	305 – 365			6.3 – 10.7			
BE (voisinage KKM)	4	399 – 753	<0.9	<0.7	6.8 – 15.7	0.87 ± 0.21	0.109 ± 0.011	0.051 ± 0.007
BE (KKM in-situ)	4	290 – 649			5.0 – 10.5			
BE (Mürren) ¹⁾	1	571 ± 31	<0.3	<0.3	30.8 ± 1.8	3.85 ± 0.32		
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	335 ± 18	<0.2	<0.3	12.0 ± 0.7	3.72 ± 0.23		
BE (Fahrni) ³⁾	1	481 ± 27	<0.2	<0.2	14.0 ± 0.8	2.65 ± 0.21		
BE (Diesse/Jura)	1	433 ± 24	<0.2	<0.2	15.8 ± 0.9	1.16 ± 0.08		
BE (Grimsel in-situ)	1	531 ± 55.1			43.7 ± 4.6			
BL (Sissach)	1					13.7 ± 2.8		
FR (Posieux)	1	391 ± 41	<0.7	<0.6	5.5 ± 0.7	0.89 ± 0.23	0.119 ± 0.011	0.048 ± 0.005
FR (Posieux in-situ)	1	358 ± 37			4.2 ± 0.7			
GE (Vois. CERN)	4	381 – 492	<1.0	<0.8	3.8 – 7.3	0.61 ± 0.20 0.82 ± 0.25	0.089 ± 0.011	0.046 ± 0.006
GE (CERN in-situ)	4	341 – 372			2.1 – 6.1			
GE (CERN BAT588*)	1	492 ± 52	9.8 ± 1.0	0.6 ± 0.1	5.7 ± 0.7			
GE (CERN BAT588* in-situ)	1	316 ± 33			4.1 ± 0.6			
TG (Güttingen)	1	374 ± 40	<0.6	<0.5	20.6 ± 2.2		0.183 ± 0.023 0.060 ± 0.009	0.067 ± 0.007 0.024 ± 0.007
TG (Güttingen in-situ)	1	284 ± 30			13.3 ± 1.5	0.59 ± 0.25		
TG (Arenenberg)	1	466 ± 15	<0.5	<0.6	44 ± 1		0.122 ± 0.013 0.106 ± 0.012	0.050 ± 0.008 0.048 ± 0.006
TI (Centovalli)	1	574 ± 27	<0.4	<0.4	99 ± 3.5	0.49 ± 0.19		
TI (Leventina)	1	508 ± 22	<0.3	<0.3	37 ± 1.0	20.2 ± 4.0		
TI (Malcantone)	1	263 ± 23	<0.5	<0.5	61 ± 2.4	19.5 ± 3.9		
TI (Stabio)	1	636 ± 67	<0.7	<0.7	229 ± 23.0	20.8 ± 4.2	0.604 ± 0.037	0.265 ± 0.015
TI (Stabio in-situ)	1	522 ± 54			125 ± 12.6	2.05 ± 0.22		
TI (Cadenazzo)	1	695 ± 73	<0.8	<0.7	60.4 ± 6.2		0.114 ± 0.013 0.052 ± 0.007	0.058 ± 0.006 0.019 ± 0.004
TI (Cadenazzo in-situ)	1	582 ± 60			48.6 ± 5.1	1.39 ± 0.25		
Ti (Caslano)	1	566 ± 60	<0.5	<0.5	86.9 ± 8.8			
Ti (Caslano in-situ)	1	543 ± 56			29.9 ± 3.2	1.15 ± 0.14	0.087 ± 0.013	0.052 ± 0.007
Ti (Ambri in-situ)	1	523 ± 54			32.8 ± 3.5			
Ti (Nufenen in-situ)	1	508 ± 53			16.6 ± 1.9			

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

*) le point de mesure CERN Rue Booster devenu inaccessible (construction) a été déplacé au point BAT588

Tableau 2:

Activité du ^7Be , ^{40}K , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs et ^{90}Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2015 lors de deux saisons de coupe (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	92 - 281	497 - 692	< 1.6	< 1.0	0.6 - 1.2	0.39 ± 0.06 1.00 ± 0.14
AG (PSI-ZWILAG)	2	185 - 373	622 - 672	< 1.3	< 1.1	0.6 - 0.7	1.39 ± 0.26
AG (PSI-OASE)	2	141 - 304	445 - 584	< 1.9	< 1.7	1.0 - 3.2	0.57 ± 0.06 $0.48 \pm 0.05^a)$
AG (Voisinage KKL)	8	95 - 393	458 - 705	< 2.0	< 1.7	0.5 - 1.2	0.48 ± 0.06 1.82 ± 0.16
AG/SO (Voisinage KKG)	8	67 - 228	384 - 1'159	< 2.7	< 1.9	0.8 - 2.0	0.48 ± 0.09 3.14 ± 0.39
BE (Voisinage KKM)	8	128 - 313	610 - 1'335	< 2.5	< 1.9	0.7 - 4.9	0.60 ± 0.08 1.25 ± 0.32
BE (Mürren) ¹⁾	1	154 ± 9.7	518 ± 29	< 0.4	< 0.3	0.66 ± 0.06	15.48 ± 1.75
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	229 ± 14.2	$1'350 \pm 74$	< 0.5	< 0.3	< 0.3	1.55 ± 0.16
BE (Fahrni) ³⁾	2	242 - 418	1'150 - 1'250	< 0.5	< 0.3	< 0.4	0.71 - 1.20
BE (Diesse/Jura)	2	302 - 307	1'070 - 1'240	< 0.5	< 0.3	< 0.3 - 0.66	0.32 - 0.83
BL (Sissach)	1						3.6 ± 0.7
GE (Voisinage CERN)	5	127 - 203	571 - 944	< 1.7	< 1.2	0.5 - 0.9	1.00 ± 0.13
FR (Posieux)	2	146 - 224	736 - 838	< 1.6	< 1.3	1.0 - < 1.4	0.69 ± 0.11 1.95 ± 0.21
TG (Güttingen)	2	91 - 200	830 - 838	< 2.4	< 2.2	< 2.1	0.51 ± 0.06 1.66 ± 0.19
TG (Arenenberg)	1		960 ± 33	< 1.7	< 1.7	1.7 ± 0.9	0.55 ± 0.09
TI (Centovalli)	1		602 ± 38		< 0.2	3.7 ± 0.3	9.84 ± 1.97
TI (Leventina)	1		701 ± 23		< 0.8	0.8 ± 0.1	1.28 ± 0.26
TI (Malcantone)	1		570 ± 19		< 0.9	0.59 ± 0.1	4.19 ± 0.84
TI (Cadenazzo)	2	384 - 402	986 - 1'031	< 1.5	< 1.2	1.6 - 3.7	4.18 ± 0.35 2.82 ± 0.32

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

a) mesure de contrôle sur une aliquote de la même date de prélèvement

L'IRA, en collaboration avec l'OFSP et l'ETHZ, a lancé une étude de la biodisponibilité du plutonium dans les rivières karstiques du Jura en utilisant la technique de diffusion de cations métalliques dans des gels (technique DGT). Cette étude montre que le Pu, bien qu'associé à la matière organique dissoute dans l'eau, est biodisponible. En effet, le complexe Pu-matière organique est partiellement labile, permettant l'absorption par les plantes. Ainsi Pu est probablement plus mobile et biodisponible dans les eaux riches en matière organique dissoute qu'admis précédemment dans la littérature scientifique [3, 4].

L'interprétation des mesures de radioéléments dans l'herbe et dans le sol dans lequel elle s'enracine n'est donc pas toujours très aisée et les variations temporelles dans l'activité des herbes pour un même site doivent souvent être commentées en fonction de paramètres autres que métrologiques (problèmes de mesure). Dans la présente étude, on analysera les variations de l'activité en ^{90}Sr des herbes collectées sur différents sols en fonction de la période de coupe. En effet, l'augmentation de la biomasse

n'est pas linéaire dans le temps et dépend fortement des conditions climatiques. En conséquence, l'activité d'herbes prélevées à différentes saisons peut varier de manière significative, alors que les paramètres du sol cités ci-dessus sont restés identiques. Dans le tableau 2, les herbes ont été collectées généralement vers la fin du printemps (juin) et durant le début de l'automne (fin septembre).

Résultats et discussion

Les résultats des mesures sont présentés dans les tableaux 1 (sol) et 2 (herbe). Les mesures de ^{137}Cs dans le sol montrent que ce radioélément est encore présent particulièrement dans les zones impactées de manière significative par l'accident de Tchernobyl. Ainsi la zone de la Suisse orientale (Arenenberg) présente encore une activité résiduelle de 44 Bq/kg de masse sèche, alors que les sols du reste du plateau suisse ne dépassent souvent pas les 10 Bq/kg. Au Tessin, le site de Stabio est particulièrement impacté par le ^{137}Cs de Tchernobyl et

présente une activité de 229 Bq/kg. Les sols alpins, hors Tessin, montrent une activité résiduelle en ^{90}Sr et ^{137}Cs dont l'origine peut être tracée aux essais nucléaires (voir Mürren, Gimmelwald et Fahrni) et peuvent atteindre 30 Bq/kg pour le ^{137}Cs et 8 Bq/kg pour le ^{90}Sr . Ceci est confirmé par la mesure de Pu et Am, dont le rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est proche de 0.4, valeur attribuée aux retombées des essais nucléaires des années soixante.

Les mesures de radioactivité dans l'herbe sont présentées dans le tableau 2. Les activités en ^{137}Cs sont présentées dans un intervalle de valeurs minimales et maximales alors que les activités en ^{90}Sr sont présentées de manière individuelle pour la coupe de juin et celle de septembre. On constate d'emblée que la radioactivité de l'herbe est dominée par le ^{40}K , suivi du ^7Be . Le ^7Be est un radioélément d'origine atmosphérique de courte période (50 jours) dont la présence dans l'herbe est due à l'interception de la déposition atmosphérique par le feuillage. En ce sens, il n'est que peu présent dans le sol. Les activités en ^{137}Cs montrent des variations importantes pour un même site de prélèvement et varient par exemple de 0.7 Bq/kg à 4.9 Bq/kg au voisinage de Mühleberg, ou de 1 à 3.2 Bq/kg près du PSI, en fonction de la période de coupe. Les variations sont aussi importantes pour le ^{90}Sr et les activités de la coupe d'automne sont systématiquement plus élevées que les activités de la coupe de juin, à l'exception du site de Cadenazzo. Ces variations vont de 0.48 Bq/kg pour la coupe de juin à 3.14 Bq/kg pour la coupe d'automne sur le site de Gösigen, soit un facteur 6.5. Une mesure de contrôle de ^{90}Sr effectuée en septembre sur un prélèvement de juin au voisinage du PSI confirme qu'il ne s'agit pas d'un problème de métrologie (0.57 et 0.48 Bq/kg, valeurs similaires dans les incertitudes associées aux mesures) mais que l'augmentation significative d'activité entre les prélèvements est bien liée à la période de coupe. En 2015, l'automne a été particulièrement sec, avec un ralentissement important de la croissance végétale. Sur certains sites, l'herbe était rase, avec un risque accru de

transfert de sol sur le feuillage. C'est un premier élément expliquant cet effet d'augmentation d'activité.

Le Tableau 3 présente le rapport des activités en ^{90}Sr mesurées dans la coupe d'automne sur les activités de la coupe de juin, en Bq/kg et les rapports des activités normalisées au contenu en Ca (Bq/g Ca). Lors de la normalisation au contenu en Ca, tous les rapports diminuent très significativement; ceci indique une plus grande absorption de calcium en période d'automne par rapport à la masse sèche de la plante. Le strontium est aussi absorbé en plus grande quantité par rapport à la coupe d'été, mais de manière générale on observe une plus grande sélectivité pour le calcium, élément essentiel au métabolisme de la plante, par rapport au strontium. Par exemple, lors de la normalisation de l'activité au contenu en calcium, la différence entre les activités en ^{90}Sr du site de Gösigen n'est plus que d'un facteur 2.8. Guillaume et al.[2] et Broadley and White[4] indiquent qu'il existe une très forte corrélation pour les plantes dans leur capacité à absorber le Ca et le Sr ainsi qu'un important effet phylogénétique, les Eudicots incorporant beaucoup plus de Ca et Sr que les Non-Eudicots. Cet effet a été décrit comme la preuve du rôle dominant du mouvement apoplastique (diffusion passive non sélective entre les cellules végétales) de ces éléments au travers de la racine de la plante vers le xylème. Ces auteurs relèvent que le Ca pénètre dans la plante au travers de canaux non-spécifiques perméables au Ca et au Sr, induisant peu de compétition entre ces deux cations bien qu'un important effet phylogénétique est observé. Au contraire, le K est introduit dans la plante au travers de canaux spécifiques au K^+ (7 au moins ont été identifiés[5]) mais également partiellement perméable au Cs^+ . Ceci a pour effet d'introduire une forte compétition entre ces deux cations, ce qui explique l'importante dépendance du transfert du ^{137}Cs du sol vers la plante en fonction de la CEC du sol pour le K[2].

Tableau 3:

Rapport des activités en ^{90}Sr mesurées dans la coupe d'automne sur les activités de la coupe de juin, en Bq/kg et rapport des activités normalisées au contenu en Ca (Bq/g Ca).

Canton/Lieu	Rapport automne / juin	Rapport automne / juin normalisé au calcium
AG (Voisinage KKB)	2.8	2.0
AG (Voisinage KKL)	3.8	2.8
AG/SO (Voisinage KKG)	6.5	2.8
BE (Voisinage KKM)	2.1	1.6
FR (Posieux)	2.8	1.2
TG (Göttingen)	3.3	1.6

La biodisponibilité du Ca et du Sr dans la zone racinaire est limitée par la diffusion, c'est-à-dire par la capacité du sol à refournir la solution du sol en Ca et Sr après absorption par la plante (voir [3] et références associées). En période de sécheresse, la demande en Ca dans la zone racinaire sera forte, ce qui implique une augmentation de la sélectivité en faveur de cet élément. L'effet collatéral de cette demande en élément essentiel (le Ca) est l'augmentation de l'absorption d'un élément non essentiel, ici le Sr. De plus, lors de période de faible croissance de la biomasse, la concentration en minéraux augmente proportionnellement plus que lors de la croissance maximale de la biomasse. Tous ces effets mis ensemble se conjuguent pour aboutir à une augmentation significative de l'activité en ^{90}Sr dans la coupe d'automne par rapport à la coupe de juin, dans les conditions de faible pluviosité observées au nord des Alpes [6]. Pendant cette même période, le sud des Alpes a bénéficié de précipitations significativement plus abondantes (60–160 % de juin à septembre 2015 [6]), qui pourraient expliquer pourquoi l'activité en ^{90}Sr suit l'effet inverse sur le site tessinois de Cadenazzo. Il faut donc être prudent lors de l'interprétation des données de radioactivités brutes car une augmentation de radioactivité dans un compartiment aussi complexe que les végétaux, avec implication importante du métabolisme, ne signifie pas forcément qu'il y a eu une augmentation parallèle de radioactivité dans l'environnement.

Conclusions

Les mesures de ^{90}Sr et de ^{137}Cs dans les sols et les herbes en Suisse en 2015 présentent des activités similaires aux années précédentes. Aucune augmentation d'activité n'a été constatée, ni aux abords des centrales nucléaires, ni dans les sites de référence. Les sites de montagne et certains sites du Tessin présentent des activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs supérieures à celles mesurées sur les sites de plaine, centrales nucléaires comprises. L'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl est par contre encore responsable d'un marquage assez important en ^{137}Cs dans des échantillons de sol et d'herbe de certains sites de prélèvement du Tessin et de Suisse orientale.

L'analyse détaillée des différences observées dans l'activité en ^{90}Sr de l'herbe lors des coupes de juin et d'automne montre que des paramètres fortement liés au métabolisme des végétaux influencent de manière importante l'incorporation de certains éléments (Ca, K) et radioéléments (^{137}Cs et ^{90}Sr) en fonction des périodes de croissance végétale. Il faut alors être prudent pour ne pas interpréter cette augmentation comme une augmentation parallèle de la radioactivité dans l'environnement.

Références

- [1] Ehlik S, Kirchner G Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *J Environ Radioact.* 2002 58, 97–112.
- [2] Guillaume et al. Disparity in ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in Alpine plants: phylogenetic effect and Ca and K availability. *Plant Soil* 2012, 355, 29–39.
- [3] Cusnir et al. A DGT Technique for Plutonium Bioavailability Measurements. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48, 10829–10834.
- [4] Cusnir et al. Probing the kinetic parameters of Pu-NOM interactions in freshwaters using the DGT technique. *Environ. Sci. Technol.* in press.
- [5] Boadley, M.R.; White, P.J. Some elements are more equal than others: soil-to-plant transfer of radiocesium and radiostrontium, revisited. Commentary on "Disparity in ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in Alpine plants: Phylogenetic effect and Ca and K availability", by T. Guillaume et al. *Plant Soil* 2012, 355, 23–27.
- [6] Office fédéral de météorologie et de climatologie MétéoSuisse: données mensuelles homogénéisées de précipitations et de température (<http://www.meteo-suisse.admin.ch/home/climat/passe/donnees-mensuelles-homogeneisees.html>).

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015
Résultats 2015



5

Lebensmittel

Denrées alimentaires

5.1 Radioaktivität in Lebensmitteln	82
Zusammenfassung	82
Messprogramm	82
Höchstwerte für Lebensmittel	82
Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz	83
Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln	85
Bewertung und Interpretation	85



5.1 Radioaktivität in Lebensmitteln

P. Steinmann
S. Estier
Sektion
Umweltradioaktivität
URA / BAG
3003 Bern

mit Daten und Angaben von

M. Zehringer
Kantonales Laboratorium
Basel-Stadt
4012 Basel

C. Gemperle
C. Bajo
Amt für Verbraucherschutz
Obere Vorstadt 14
5000 Aarau

E. Nyfeler
Kantonales Laboratorium
Bern
Muesmattstrasse 19
3000 Bern 19

T. Kaufmann
Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz
Vonnattstr. 16
6002 Luzern

D. Baumann
ALT
Planaterrastrasse 11
7001 Chur

M. Jermini
M. De Rossa
Laboratorio Cantonale
Via Mirasole 22
6500 Bellinzona

S. Reber
Kantonales Labor
8032 Zürich

F. Bochud
P. Froidevaux
P.-A. Pitter
F. Barraud
IRA
Grand-Pré 1
1007 Lausanne

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

Zusammenfassung

Insgesamt wurden 2015 rund 240 Lebensmittelproben aus der Schweiz (ohne Spezialkampagnen für Wildschweine) sowie 290 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. In einigen importierten Grünteas aus Japan war immer noch ^{134}Cs als Folge des Fallouts von Fukushima Daiichi von 2011 messbar. Bei 5% der untersuchten Wildschweine lag der ^{137}Cs -Gehalt über dem Grenzwert, wobei mit 9'920 Bq/kg ein neuer Rekordwert auftrat. Bei allen anderen Proben – Lebensmittelproben aus der Schweiz sowie importierte Lebensmittel – wurden die in der FIV festgelegten Toleranzwerte eingehalten.

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

Messprogramm

Die Radioaktivität von Lebensmitteln wird von den Bundesstellen und den kantonalen Laboratorien gemeinsam überwacht. Die angewandten Untersuchungsmethoden sind Gammaskpektrometrie sowie ^{90}Sr - und Tritium-Analytik. Der Probenahmeplan des BAG umfasst Messungen an den Hauptnahrungsmitteln Milch, Getreide und Gemüse. Die untersuchten Proben stammen sowohl aus der Umgebung von Kernanlagen und Tritium-verarbeitender Industrie als auch aus davon entfernten Standorten. Darüber hinaus messen einige Kantone weitere Lebensmittel wie einheimische oder importierte Wildpilze, Früchte, Gewürze etc. Seit dem Reaktorunfall in Fukushima 2011 besteht für Lebensmittelimporte aus Japan ein spezielles Überwachungsprogramm mit Messungen von Stichproben. Informationen zu den Messungen der KL finden sich auch in deren Tätigkeitsberichten (siehe kantonschemiker.ch).

Höchstwerte für Lebensmittel

Die Europäische Union hat nach dem Reaktorunfall in Fukushima die Höchstwerte für Cäsium-Isotope für Lebensmittelimporte aus Japan den in Japan gültigen Grenzwerten angepasst (EU Verordnung 996/2012). Die Schweiz hat die EU-Regelung für Importe aus Japan übernommen (BLV Verordnung 817.026.2). Für Produkte aus der Schweiz und andere Importe gelten weiterhin die Grenz- und Toleranzwerte der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV (siehe Tabelle 1).

Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz

¹³⁷Cs, ¹³¹I und ⁹⁰Sr in Milch



2015 wurden rund 140 Milchproben gammaspektrometrisch analysiert. Für ¹³⁷Cs waren die meisten Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die zwischen 0.03 Bq/l und 2 Bq/l lag (Median Nachweisgrenze: 0.2 Bq/l). Bei einer Probe aus dem Kanton Tessin (9.3 Bq/l) und zwei Probe aus Bündner Südtälern (2.4 bis 6.8 Bq/l) konnten ¹³⁷Cs Konzentrationen von > 2 Bq/l nachgewiesen werden. Diese leicht erhöhten Gehalte sind immer noch eine Folge der hohen ¹³⁷Cs-Depositionen nach dem Unfall von Tschernobyl. Alle gemessenen Werte liegen unter dem Grenzwert und dem Toleranzwert der FIV.

¹³¹I konnte 2015 in keiner Milchprobe nachgewiesen werden (Nachweisgrenze: meist < 1 Bq/l; Toleranzwert: 10 Bq/l).

Das KL BS, das IRA Lausanne und das LABOR SPIEZ untersuchten insgesamt 56 Milchproben auf ⁹⁰Sr. Mit einem Maximum von 0.30 Bq/l und einem Medianwert von 0.04 Bq/l lagen alle ⁹⁰Sr Werte deutlich unter dem Toleranzwert von 1 Bq/l.

¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr in Getreide, Obst und Gemüse



Fünfzehn Getreideproben und 31 Gemüse- und Obstproben aus der Schweiz ergaben ¹³⁷Cs-Werte unterhalb der Nachweisgrenzen von 1 (oder kleiner) Bq/kg Frischgewicht. Je etwa die Hälfte der Proben stammte aus der Umgebung der Kernkraftwerke und aus von davon entfernten Gegenden. Ein Unterschied zwischen diesen beiden Probengruppen konnte nicht festgestellt werden. Der Toleranzwerte (FIV) für ¹³⁷Cs von 10 Bq/kg Frischgewicht wurde klar eingehalten.

Die ⁹⁰Sr Werte der 15 gemessenen Getreideproben (sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken als auch aus entfernten Gebieten) variierten zwischen 0.05 und 0.40 Bq/kg mit einem Medianwert von 0.10 Bq/kg. Damit lagen alle Proben unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg. Sechs Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung des KKL zeigten ⁹⁰Sr Gehalten zwischen < 0.02 und 0.11 Bq/kg Frischgewicht. In 10 Vergleichsproben vom Markt in Lausanne lagen die ⁹⁰Sr Gehalte mit Werten von < 0.01 bis 0.12 Bq/kg Frischgewicht im gleichen Bereich wie jene aus der Umgebung KKL. Es wurde keine Überschreitung des Toleranzwertes von 1 Bq/kg Frischgewicht festgestellt.

Tabelle 1:

Für Lebensmittel gültige Höchswerte (Bq/kg).

Isotope	Höchstwert	Lebensmittel für Säuglinge und Kleinkinder	Flüssige Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	Milch und Getränke auf Milchbasis	Wildfleisch und Wildpilze	Wildbeeren
Summe der Strontium-Isotope, insbesondere ⁹⁰ Sr	GW FIV ^a	75	125	750			
	TW FIV ^a	1	1	1			
Summe der Iod-Isotope, insbesondere ¹³¹ I	GW FIV ^a	150	500	2'000			
	TW FIV ^a	10	10	10			
Summe Plutonium- und Transplutonium-isotope	GW FIV ^a	1	20	80			
	TW FIV ^a	0.1	0.1	0.1			
Summe der Cäsium-Isotope ¹³⁴ Cs und ¹³⁷ Cs	GW FIV ^a	400	1'000	1'250		1'250	1'250
	TW FIV ^a	10	10	100		600	100
	HG (Jp) ^b	10	10 ^{c,d}	100 ^e	50		

^a) GW: Grenzwert; TW: Toleranzwert; FIV: Fremd- und Inhaltsstoffverordnung. Bei GW Überschreitungen sind die Lebensmittel für die menschliche Ernährung ungeeignet. Bei TW Überschreitungen sind die Lebensmittel verunreinigt oder sonst im Wert vermindert.

^b) HG (Jp): in Japan ab 24.2.2012 gültige Höchstgrenze. Diese Werte werden auch für Importe aus Japan angewendet.

^c) ohne Milch und Getränke auf Milchbasis

^d) Für Tee gilt ein Zubereitungsfaktor von 50, d.h. der Höchstwert für getrocknete Teeblätter ist 500 Bq/kg.

^e) Für Sojabohnen und Sojabohnenerzeugnisse gilt eine Höchstgrenze von 500 Bq/kg.

¹³⁷Cs in Wildpilzen



Im Berichtsjahr hat das KL TI Wildpilze (37 Proben) aus der Schweiz gammaspektrometrisch untersucht. Die Proben enthielten zwischen 1.3 und 590 Bq/kg ¹³⁷Cs mit einem Durchschnittswert von 180 Bq/kg. Der Toleranzwert für Wildpilze liegt bei 600 Bq/kg Frischgewicht. Das Radiocäsium in diesen Pilzen stammt zum grössten Teil vom Reaktorunfall in Tschernobyl, wobei ebenfalls ein Anteil vom Atombombenfallout der 60er Jahre vorhanden ist.

Tritium in Obst und Milch



Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die genehmigten Abgaben an die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium in diesem Gebiet auch in Lebensmitteln nachweisbar. Die gemeinsam vom KL BE und BAG jährlich durchgeführten Routinemessungen von Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2015 ergaben Tritiumkonzentrationen von 8-45 Bq/l im Destillat (15 Proben).

Die ebenfalls leicht erhöhte ³H-Aktivität der Milch aus der Umgebung des genannten Betriebes (9-16 Bq/l im Destillat von 4 Milchproben) ist auf die Aufnahme von ³H aus lokalen Futtermitteln zurückzuführen. Das KL BS hat in 25 weiteren Milchproben aus der ganzen Schweiz Tritium gemessen. Diese Werte lagen in einem Bereich von 4 Bq/l bis 9 Bq/l.

Bei allen untersuchten Obst- und Milchproben ist der Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq/l klar eingehalten.

¹³⁷Cs in Wildschweinen und anderen Wildtieren



Der Kanton Tessin hat in Zusammenarbeit mit dem BAG im Jahr 2015 erneut Triagemessungen an Wildschweinen durchgeführt. Dabei wurde mit 9'920 Bq/kg ein Rekordwert gemessen. Der Grenzwert von 1'250 Bq/kg für ¹³⁷Cs in Wildtieren war bei rund 5% der 468 untersuchten Tiere überschritten. Die betroffenen Tiere wurden vom Kantonstierarzt konfisziert. Insgesamt präsentiert sich die Lage damit ähnlich wie in den Vorjahren.

Bereits im letzten Jahresbericht erwähnt ist die Kampagne des KL ZH der Jagdsaison 2014/2015 (80 untersuchte Wildschweine; ¹³⁷Cs Konzentrationen: Maximum 388 Bq/kg, Mittelwert 28 Bq/kg, Median 4 Bq/kg).

Im Kanton Aargau haben fünf Amtstierärzte und ein Jäger zwischen November 2014 und Oktober 2015 nördlich von A1 vor Ort die Dosisleistung von 298 Tierkörpern gemessen. Gemessen wurde mit einem ODL-Messgerät (ohne Szintillationskammer). Proben von Tieren, welche einen Schwellenwert überschritten, wurden im Labor nachgemessen (3 Proben). Die dabei festgestellten ¹³⁷C-Konzentrationen lagen weit unterhalb des Toleranzwertes.

Das KL TI hat 20 Proben von Hirsch-, Reh-, und Gämsfleisch analysiert. Dabei ergaben sich ¹³⁷Cs Gehalte zwischen 3 und 299 Bq/kg, d.h. alle unter dem Toleranzwert von 600 Bq/kg.

Andere Lebensmittel aus der Schweiz

Das KL BS untersuchte 36 Proben von Kastanien und Kastanienprodukten auf Gammaemitter und ⁹⁰Sr. Zehn der Proben stammten aus der Schweiz, die anderen aus europäischen Ländern vor allem Italien sowie eine Probe aus China. ¹³⁷Cs lag in allen Proben unterhalb des Toleranzwertes von 10 Bq/kg. Drei Marronipoben mit erhöhtem Radiocäsiumgehalt wurden zudem noch auf Radiostrontium untersucht. Die Messungen ergaben einen Mittelwert von 1.46 Bq/kg.

Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln

Die Kontrolle der Radioaktivität in importierten Lebensmitteln findet im Rahmen von gemeinsamen Kampagnen des Bundes und der Kantonalen Laboratorien sowie von eigenen Kampagnen der Kantonalen Laboratorien statt. Im Berichtsjahr wurden rund 290 importierte Lebensmittel geprüft.

Ein grosser Teil der Proben stammt aus Japan. Für diese Proben besteht in der Schweiz - gleich wie in der Europäischen Union - seit dem Reaktorunfall in Fukushima Daiichi ein Programm zur Kontrolle beim Import (Höchstwerte siehe Tabelle 1).

Tee und andere Proben aus Japan.



Das KL BS untersuchte 21 Teeproben aus Japan auf Gammastrahler und auf ^{90}Sr . Dabei konnte in rund in einem Viertel der Proben ^{137}Cs nachgewiesen werden; bei 3 Proben zusätzlich ^{134}Cs . Die höchste gemessene Konzentration von 12 Bq/kg ^{137}Cs lag deutlich tiefer als in den Vorjahren. Da für den zubereiteten Tee ein Faktor 50 zu berücksichtigen ist, war für alle Proben der Grenzwert für Importe aus Japan wie auch der Schweizer Toleranzwert eingehalten. Der Nachweis des kurzlebigeren ^{134}Cs weist darauf hin, dass die Verunreinigungen auf Fallout von Fukushima-Daiichi zurückgehen. Bei allen untersuchten Teeproben aus Japan konnte ^{90}Sr nachgewiesen werden (Mittelwert: 7.2 Bq/kg Trockengewicht; Maximum 57 Bq/kg). Das gemessene ^{90}Sr stammt wahrscheinlich von älteren Ablagerungen (Atombomben-Fallout). Der FIV-Toleranzwert von 1 Bq/kg ^{90}Sr gilt wiederum für den zubereiteten Tee. Ausgehend von einer Verdünnung bei der Teezubereitung von 1:50 ist der Toleranzwert in allen Proben eingehalten (bei der meistbelasteten Probe nach Berücksichtigung der Messunsicherheit von 20%).

Neben Tees wurden von den KL BS, ZH, BE und TI auch Suppeneinlagen, Algen, Getreide, Reis, Meerestiere und weitere Produkte aus Japan untersucht. Geringe Spuren von ^{137}Cs konnten in verschiedenen Proben nachgewiesen werden, wobei alle Werte unter dem Schweizer Toleranzwert von 10 Bq/kg Frischgewicht lagen.

Nicht alle aus Japan, aber doch aus dem asiatischen Raum, sind die 17 vom KL BE untersuchten Reisproben, bei welchen keine auffälligen Gehalte von künstlichen Radionukliden auftauchten.

Wildpilze und Wildtiere.



Das KL BE untersuchte 20 Proben importierter Wildpilze. Die Proben enthielten im Durchschnitt 20 Bq/kg ^{137}Cs , bezogen auf das Trockengewicht, mit einem Maximalwert von 180 Bq/kg. Bei der Umrechnung von Trockengewicht auf Frischgewicht verringern sich die Werte um ca. einen Faktor 10.

Somit ist der Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht bei allen Proben eingehalten. Das KL BE analysierte des Weiteren 15 Wild-Proben gammaspektrometrisch (6 davon aus der Schweiz). Hier zeigten sich Werte zwischen 1 und 30 Bq/kg Frischgewicht, womit auch hier der Toleranzwert (600 Bq/kg) eingehalten ist.

Bewertung und Interpretation

Zu Grenzwertüberschreitungen in Lebensmittel kam es 2015 in Wildschweinfleisch, wobei mit fast 10 Bq/g ^{137}Cs ein Rekordwert gemessen wurde. Das untersuchte Wildschweinfleisch aus der Jagd ist im Allgemeinen nicht für den Markt bestimmt. Tiere mit ^{137}Cs Gehalten über dem Grenzwert werden konfisziert.

Toleranzwertüberschreitungen sind im Berichtsjahr nicht aufgetreten.

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.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015
Résultats 2015



6

Radioaktivität im Menschen

Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2015	89
Zusammenfassung	89
Ziel der Messungen	89
Messmethode	89
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	90
^{40}K -Gehalt des Körpers	90
6.2 Mesure de ^{90}Sr, de ^{210}Po et de ^{226}Ra dans les vertèbres et de ^{90}Sr dans les dents de lait	91
Résumé	91
Introduction	91
Méthodes	92
Conclusions	94



6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2015

S. Estier
Sektion
Umweltradioaktivität
URA BAG
3003 Bern

M. Boschung
Abteilung
Strahlenschutz und
Sicherheit PSI
5232 Villigen-PSI

S. Namy
K. Jeandet
Abteilung
Nuklearmedizin
des Kantonsspitals
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 Studenten und Studentinnen aus Genf durchgeführt. Die ^{137}Cs -Messresultate aus Genf lagen durchwegs unter der Nachweisgrenze von ca. 45 Bq. Das PSI meldete in diesem Jahr drei Messwerte zwischen 60 und 200 Bq. Die ^{137}Cs -Aktivitäten für die anderen 453 am PSI durchgeführten Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 60 Bq.

Ziel der Messungen

Am PSI werden Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen dieses Institutes eingesetzt. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe können auch Personen der Bevölkerung gemessen werden. Seit 40 Jahren wurden in Genf Gymnasiastinnen und Gymnasiasten gemessen, mit dem Ziel die Radioaktivität bis zum letzten Glied der Nahrungskette überwachen zu können und Angaben zur Verteilung natürlicher und künstlicher Radionuklide in der Bevölkerung zu erhalten. Leider konnten diese Messungen 2013 nicht durchgeführt werden, da es immer schwieriger wurde die Schüler für diesen freiwilligen Beitrag zu gewinnen. Ab 2014 wurde deshalb das Messprogramm mit Studentinnen und Studenten der höheren Fachschule für Gesundheit in Genf weitergeführt.

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 mittels eines personenähnlichen Phantoms bekannter Aktivität.

Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung am PSI in Villigen wird bei ausgewählten, beruflich strahlenexponierten Personen in der Regel jährlich zweimal eine Ganzkörpermessung durchgeführt. 2015 wurden 258 Personen zu total 456 Ganzkörpermessungen aufgeboden. Bei drei Messungen wurde ein ^{137}Cs -Messwert festgestellt, der nicht durch eine Inkorporation aufgrund der beruflichen Arbeit erklärt werden konnte. Ein Messwert lag knapp über der Nachweisgrenze von 60 Bq. Bei einer Person wurde an den beiden im Abstand von 6 Monaten durchgeführten Messungen eine ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität von ca. 200 Bq nachgewiesen. Bei allen 3 Messungen kann mit sehr grosser Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität über kontaminierte, selber gesammelte Pilze in den Aargauer Wäldern aufgenommen wurde. Die Person mit den zwei positiven Messwerten ist ein leidenschaftlicher Pilzesammler und -konsument. Ähnliche Messwerte lassen sich bei der Person über die letzten Jahre nachverfolgen. In diesem speziellen Fall ist die Ermittlung einer resultierenden effektiven Folgedosis schwierig, da die Anzahl und Zeitpunkte der ^{137}Cs -Aufnahmen nicht nachvollzogen werden können. Die Standardinterpretation eines Messwertes von 200 Bq ^{137}Cs gemäss Verordnung über die Personendosimetrie ergibt eine effektive Folgedosis von 5 μSv , stellt für diese Situation aber eine sehr konservative Abschätzung dar.

Die ^{137}Cs -Messwerte an 27 Studentinnen und 7 Studenten aus Genf (21-28-jährig) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von ca. 45 Bq.

^{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 11.67‰ 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 die Männer einen höheren Kalium-Gehalt als Frauen. Der durchschnittliche ^{40}K -Gehalt beträgt (gemäss älteren Publikationen) 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 Jahre um etwa 10 bis 20 Prozent ab.

Aus den langjährigen Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten (16-21-jährig) und Studenten 21-28-jährig aus Genf (von 1974 bis 2015: 720 Messwerte von jungen Frauen und 722 Messwerte von jungen Männern) kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten/Studenten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.83 g Kalium (20-80%-Perzentile: 1.64-2.04 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq) und bei den jungen Männer 2.29 g K (20-80%-Perzentile: 2.10-2.50 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4'900 Bq). Man stellt eine Erhöhung der durchschnittlichen ^{40}K -Aktivität im Körper von ca. 10% über die letzten zehn Jahre fest. Diese ist direkt auf die Zunahme des durchschnittlichen Körpergewichts der Gymnasiasten zurückzuführen.

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 und Studenten 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 (BMI = Gewicht/Grösse² [kg/m²]) leicht abnimmt. Das hängt damit zusammen, dass der BMI proportional zum Anteil Fettgewebe ist also umgekehrt proportional zur Muskelmasse und somit auch zum Kalium-Gehalt.

6.2

Mesure de ^{90}Sr , de ^{210}Po et de ^{226}Ra dans les vertèbres et de ^{90}Sr dans les dents de lait

P. Froidevaux
P.-A. Pittet
F. Barraud
M. Pedro
F. Bochud
 Institut de
 radiophysique
 CHUV
 Grand Pré 1
 1007 Lausanne

Résumé

La mesure de radioactivité dans les vertèbres humaines et les dents de lait permet l'évaluation de la contamination de la chaîne alimentaire ainsi que son transfert à l'être humain. Les activités en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait mesurées dans ce travail sont très basses, en constante diminution par rapport aux années précédentes et ne dépassent pas 16 mBq/g Ca dans ces deux types d'échantillons. Les activités en ^{210}Po sont nettement plus variables, dans un intervalle de valeurs de 12.3 à 85.6 mBq/g Ca et reflètent les habitudes alimentaires et de tabagisme. Les activités en ^{226}Ra sont très basses, inférieures en tous les cas à 5 mBq/g Ca, soit environ 10 fois moins que le ^{210}Po , ce qui devrait permettre la détection d'une activité due à une incorporation accidentelle. En collaboration avec le Centre Universitaire Romand de Médecine Légale, l'IRA mesure le ^{90}Sr et le ^{210}Po dans les restes osseux humains pour aider les anthropologues forensiques dans la détermination de l'intervalle post-mortem.

Introduction

L'OFSP mesure depuis les années soixante le ^{90}Sr dans les vertèbres humaines prélevées lors d'autopsies. Ces mesures permettent l'évaluation de la contamination de la chaîne alimentaire par ce radioélément car, de par sa nature chimique similaire au calcium, il se transfère rapidement du sol à l'herbe, de l'herbe au lait et ainsi jusqu'à l'homme, dans lequel il cible la masse osseuse. Sur la figure 1, on observe une correspondance presque parfaite entre le profil du ^{90}Sr dans le lait mesuré en Suisse ces soixante dernières années (moyenne d'environ 15 à 20 mesures du plateau Suisse) et celui mesuré dans les vertèbres, avec un léger décalage de 3 ans du maximum de la contamination des os lié à la vitesse de renouvellement de la masse osseuse trabéculaire, qui est d'environ 25 % par an.

En collaboration avec le Centre Universitaire Romand de Médecine Légale (CURML), l'IRA utilise ce profil d'activité en ^{90}Sr dans les vertèbres pour aider les anthropologues forensiques à déterminer la période de décès lorsque seulement des restes humains osseux sont retrouvés. En effet, dans ce cas de figure, il y a peu de faits incontestables per-

mettant une évaluation de la période de décès, ce qui complique l'identification des restes. La mesure de ^{90}Sr au-dessus de la limite de détection dans des restes d'os humain atteste d'une période de décès postérieure à 1950, c'est-à-dire postérieure au début de l'ère nucléaire lors de laquelle ce radioélément, inexistant auparavant, a été dispersé dans l'environnement. Lors d'une étude couvrant la période 1998 à 2010, nous avons ainsi pu déterminer que 35 % des restes humains en attente d'identification au CURML étaient des cas archéologiques ne nécessitant pas d'enquête, car la mort était antérieure à 1950. Cette simple mesure permet ainsi l'économie d'analyses génétiques et anthropologiques complexes. De plus, le niveau de l'activité mesurée permet, dans certains cas, d'établir la période de décès dans l'intervalle du maximum de la contamination de la chaîne alimentaire, soit entre 1960 et 1970 [1, 2].

Par ailleurs, la mesure de ^{210}Po dans les os permet en fait la détermination de l'activité en ^{210}Pb . En effet, ^{210}Po est la petite-fille de ^{210}Pb et est à l'équilibre radioactif rapidement avec ^{210}Pb (en moins de

deux ans). ^{210}Pb et ^{210}Po peuvent être ingérés, notamment lors de la consommation de fruits de mer qui en contiennent beaucoup en comparaison avec d'autres aliments, ou inhalés comme produits de filiation du gaz ^{222}Rn (voir chapitre 10). ^{210}Pb et ^{210}Po peuvent aussi être inhalés de manière significative en fumant du tabac et les urines des fumeurs contiennent plus de ^{210}Po que celles des non-fumeurs (environ 3-4 fois plus). L'activité en ^{210}Pb (période 22 ans) a également été utilisée comme marqueur de l'intervalle post-mortem (PMI), mais la difficulté d'identifier une valeur de référence pour ^{210}Pb dans les os humains rend l'interprétation de cette mesure plus compliquée. En effet, les activités variables dans l'air inhalé de ^{222}Rn en fonction des zones géographiques, ainsi que les différences dans le régime alimentaire et dans les habitudes en matière de tabac pour un individu font que la valeur cible des os au moment du décès (mesurée lors d'autopsie), varie entre 15 et 100 mBq/g Ca.

La mesure de ^{226}Ra a quant à elle été réalisée dans le but de déterminer une valeur de référence pour la population suisse. Ce travail est effectué notamment en regard des contaminations potentielles liées aux héritages radiologiques de l'industrie horlogère.

Méthodes

Les méthodes d'analyses du ^{90}Sr et du ^{210}Po peuvent être trouvées dans les références [2] et [3]. Nous décrivons brièvement la méthode d'analyse du ^{226}Ra dans les vertèbres humaines : 5 g de cendres d'os sont dissouts dans 20 ml d'HCl 32 %. On ajoute 50 mBq de traceur $^{229}\text{Th}(^{225}\text{Ra})$, 15 mg de Ba^{2+} et dilue la solution à 500 ml par de l'eau ultrapure. Le pH est remonté vers 2-3 et 0.5 ml de H_2SO_4 98 % est ajouté goutte-à-goutte. Après décantation du précipité de $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$, celui-ci est dissout dans 3 ml d'EDTA 0.5 M, à chaud. Après dilution à 50 ml et ajustement du pH à la valeur de 6.5, la solution est passée sur une colonne de chromatographie d'échange de cations (Bio-Rad AG 50w, 8 ml). Les cations alcalino-terreux, à l'exception du radium, sont élués de la colonne par DCTA 0.075 M à

pH 7.5. Le radium est alors élué par HNO_3 6 M, la solution est évaporée et le radium électro-déposé sur un disque d'argent métallique en milieu alcoolique, sous une tension de 25 V (env. 100 mA). Le disque est compté pendant 10 jours pour la mesure de ^{226}Ra , puis recompté 4 jours pour tenir compte de la croissance de ^{217}At , arrière-petite fille du ^{226}Ra , sur la source. C'est en effet le comptage de ^{217}At qui permet l'évaluation du rendement de séparation chimique dans l'analyse.

Résultats et discussion

Les résultats sont présentés dans les tableaux 1 à 3. On constate d'emblée que les valeurs de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres sont très basses, inférieures dans tous les cas à 15 mBq/g Ca. Ce n'est que grâce à l'augmentation de la masse d'échantillon introduite dans l'analyse, ainsi qu'à une modification de la méthode d'analyse pour augmenter les rendements de séparation chimiques, que nous pouvons donner des résultats quantifiables en abaissant la limite de détection. Ce résultat est encourageant car il signifie que le ^{90}Sr des essais nucléaires aura bientôt disparu de la chaîne alimentaire, et donc de notre environnement direct. Nous avons également procédé à l'analyse de deux échantillons anciens de notre base d'échantillons osseux qui contient des os dont la période de décès couvre l'intervalle 1960 à 2015. Ces échantillons sont identifiés comme échantillons de contrôle et permettent à la fois de valider la méthode de mesure et la méthode de détermination du PMI sur la base de la mesure de ^{90}Sr . On constate sur la figure 1 que les activités des deux échantillons et leur incertitude recoupent le profil

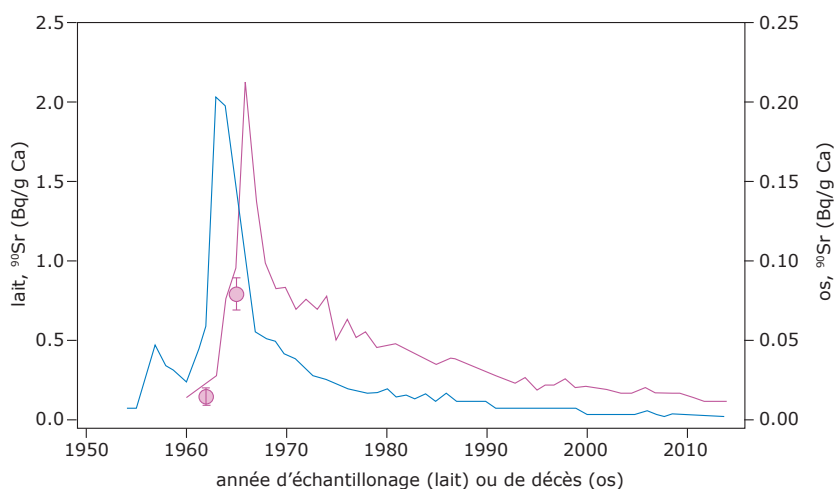


Figure 1: Activités en ^{90}Sr dans le lait (en bleu) et dans les vertèbres humaines (en rouge) mesurées en Suisse de 1951 à 2014. Les points en rouge indiquent les mesures de contrôle effectuées en 2015 sur des échantillons de côtes et de sternum prélevés en 1965 à Lausanne et de fragments de fémur prélevés en 1962 à Berne.

d'activité de ^{90}Sr dans les vertèbres. L'activité en ^{90}Sr du fémur (Berne, 1962) est légèrement inférieure à la valeur moyenne déterminée pour cette année-là car le fémur, qui est un os compact (cortical), a un taux de renouvellement du collagène et du calcium nettement inférieur à l'os trabéculaire (environ 3-5% par année) [4].

Les valeurs de ^{210}Po sont beaucoup plus variables et s'échelonnent de 12.3 à 85.6 mBq/g Ca. Ces valeurs sont compatibles avec notre base de données de mesures de ^{210}Po dans les vertèbres et les côtes humaines, dans laquelle la borne inférieure est à 10 mBq/g Ca et la borne supérieure à 100 mBq/g Ca. La grande variabilité des activités en ^{210}Po s'explique par la grande variabilité des inhalations de radon dans les habitations en Suisse (voir site internet OFSP sur le sujet), la variabilité de l'ingestion de ^{210}Po , certains aliments comme les fruits de mer en contenant de grandes quantités, ainsi que par les différentes habitudes en matière de tabagisme.

Tableau 1:

^{90}Sr (mBq/g Ca) et ^{210}Po (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2014 et 2015 et mesurées en 2015. Incertitudes pour u(95%).

Année décès	Lieu décès	⁹⁰ Sr (mBq/g Ca)	²¹⁰ Po (mBq/g Ca)
2014	Tessin	10 ± 2.0	
		8.1 ± 1.5	13.3 ± 0.7
		7.2 ± 1.4	34.2 ± 1.7
		6.4 ± 1.5	
		10.7 ± 1.7	
		5.9 ± 2.6	12.3 ± 0.6
			34.2 ± 1.7
			85.6 ± 4.2
2015	Vaud	12.8 ± 1.7	
		10.0 ± 2.4	
		15.6 ± 1.8	
		8.2 ± 1.3	
		6.8 ± 1.3	
Moyenne ± écart-type		9.2 ± 2.8	35.9 ± 29.0
1963	Berne ^{a)}	15.2 ± 5.2 ^{c)}	Mesure de contrôle
1965	Vaud ^{c)}	79.2 ± 10.3	

^{a)} fémur

^{b)} mélange côtes et sternum

^{c)} activité corrigée à la date de décès

La collecte des dents de lait reste très problématique et nous n'avons pu faire que six mesures en 2015 (Tableau 2). Toutefois, pour les dents de lait également, la valeur moyenne en ^{90}Sr diminue d'année en année de naissance, indiquant une diminution progressive de la contamination de la chaîne alimentaire par ce radioélément.

Tableau 2:

^{90}Sr (mBq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 2000 et 2005 et mesurées en 2015. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 5 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour u(95%).

Naissance		Année d'extraction	⁹⁰ Sr (mBq/g Ca)
Année	Lieu		
2004	Zürich	2014 - 2015	10.0 ± 2.2
2000			13.0 ± 2.1
2000	Tessin		14.1 ± 2.7
2005	Vaud		10.2 ± 2.7
2002			13.7 ± 2.2
2001			14.3 ± 2.3

La mesure de ^{226}Ra dans quatre échantillons de vertèbres humaines en 2015 confirme les valeurs obtenues en 2014, avec des activités inférieures à 5 mBq/g Ca (Tableau 3). Malgré ces activités très faibles, l'utilisation de la spectrométrie alpha ainsi qu'un rattachement métrologique au traceur $^{229}\text{Th}/^{225}\text{Ra}$ permet une analyse très précise. Ainsi le spectre alpha de la figure 2 montre que la mesure de ^{226}Ra au niveau de quelques mBq/g Ca est tout-à-fait réalisable avec une grande précision. Ces mesures devraient permettre, le cas échéant, de déterminer si une personne a été contaminée par du ^{226}Ra lors de son activité professionnelle ou par contact avec du ^{226}Ra d'origine horlogère. Cette mesure doit alors être effectuée post-mortem ou lors d'un prélèvement *in-vivo* sur la crête iliaque.

Tableau 3:

^{226}Ra (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2014 et mesurées la même année. Incertitudes pour u(95%).

Année décès	Lieu décès	Type	^{90}Sr (mBq/g Ca)
2011	Vaud ^{a)}	vertèbre	4.6 ± 0.5
1962	Berne	fémur	1.8 ± 0.2
2012	Vaud ^{a)}	vertèbre	1.4 ± 0.2
2012	Tessin ^{a)}	vertèbre	2.7 ± 0.3

^{a)} mélange de cendres de deux cas au moins pour la mesure du ^{226}Ra .

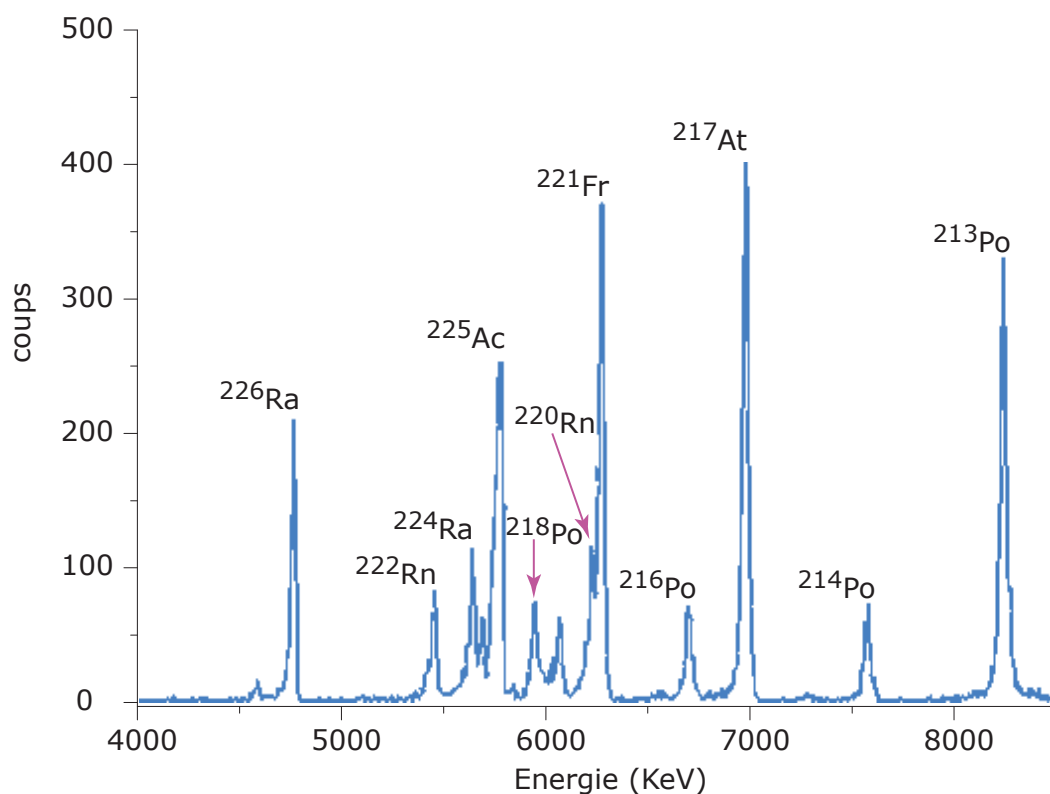


Figure 2:

Spectre alpha de la fraction radium électro-déposée sur disque d'Ag^o, à partir de 5 g de cendres d'os. On identifie le ²²⁶Ra et ses filles, ²²²Rn, ²¹⁸Po et ²¹⁴Po, le ²²⁴Ra et ses filles, ²²⁰Rn et ²¹⁶Po ainsi que les filles du traceur ²²⁵Ra, ²²⁵Ac, ²²¹Fr, ²¹⁷At et ²¹³Po. On utilise le pic de ²¹⁷At pour la mesure du traceur, car sa ROI est exempte d'interférence et la probabilité d'émission alpha sur sa ligne est de 100 %.

Conclusions

Les résultats obtenus en 2015 indiquent que la contamination de l'être humain par le ⁹⁰Sr en Suisse ne cesse de diminuer, pour s'approcher des valeurs des limites de détections pour ce type d'analyse. Les activités en ²¹⁰Po sont très variables et reflètent le lieu de vie, ainsi que les habitudes alimentaires et de tabagisme. Elles ne représentent toutefois pas des valeurs donnant lieu à une dose de radiation dont il faudrait s'inquiéter. Les mesures de ⁹⁰Sr et de ²¹⁰Po peuvent être utilisées en médecine légale afin d'aider les anthropologues forensiques à déterminer la période de décès lorsqu'uniquement des restes d'os sont retrouvés.

Les activités en ²²⁶Ra sont très faibles mais facilement mesurables, ce qui laisse supposer qu'une contamination artificielle devrait être aisément mesurable.

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

- [1] Schrag et al. Dating human skeletal remains using ⁹⁰Sr and ²¹⁰Pb: Case studies. *Forensic Sci.Int.* **2014**, 234, 190e1-190e6.
- [2] Schrag et al. Dating human skeletal remains using a radiometric method: Biogenic versus diagenetic ⁹⁰Sr and ²¹⁰Pb in vertebrae. *Forensic Sci.Int.* **2012**, 220, 271-278.
- [3] Froidevaux et al. Retention half times in the skeleton of plutonium and ⁹⁰Sr from above-ground nuclear tests: A retrospective study of the Swiss population. *Chemosphere*, **2010**, 80, 519-524.
- [4] Ubelaker et al. Analysis of artificial radiocarbon in different skeletal and dental tissue types to evaluate date of death. *J. Forensic Sci.* **2006**, 51, (3), 484-488.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015 Résultats 2015



7

Messung von Spezialnukliden Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	96
Zusammenfassung	96
Kohlenstoff-14 (^{14}C)	96
^{14}C im Umfeld der Schweizer Kernkraftwerke	98
Kernkraftwerk Leibstadt	98
Kernkraftwerk Gösgen	99
Kernkraftwerk Mühleberg	99
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	100
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	100
Messungen in der Region Basel-Stadt	101
Vergleichmessungen im Jahr 2015	103
Argon-37 (^{37}Ar) und Krypton-85 (^{85}Kr)	104
Krypton-85 (^{85}Kr)	104
Argon-37 (^{37}Ar)	105
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement en Suisse en 2015	106
Résumé	106
Introduction	106
Résultats et discussion	107
Conclusions	109



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

Th. Stocker
P. Düring
R. Purtschert
T. Wagner

Abt. Klima- und Umwelt-
physik
Physikalisches Institut
Universität Bern
Sidlerstrasse 5
3012 Bern

S. Szidat
Departement für Chemie
und Biochemie
Universität Bern
Freiestrasse 3
3012 Bern

C. Schlosser
M. Konrad
S. Schmid
Bundesamt für
Strahlenschutz
Rosastrasse 9
D-79098 Freiburg
im Brisgau

J. Eikenberg
R. Siegwolf
Paul Scherrer Institut
5232 Villigen-PSI

Zusammenfassung

Die Messungen des Gehalts an Kohlenstoff-14 (^{14}C) im Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Beznau, Gösgen, Leibstadt und Mühleberg), Kehrichtverbrennungsanlagen (Bern, Lausanne, Thun und Zürich), des Paul Scherrer Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2015 weitergeführt. Als Referenzwert diente hierbei der ^{14}C -Gehalt von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale ^{14}C -Quellen und Verdünnungen, an denen im Jahresverlauf je drei Messungen (im Mai, Juli und Oktober 2015) durchgeführt wurden. Aus diesen neun Messungen resultierte für 2015 der $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert $18 \pm 3\text{‰}$.

Die 100 auf ^{14}C untersuchten Standorte unterscheiden sich um -20‰ (Basel, Rosental IV Strassenseite E-42) bis maximal $+154\text{‰}$ (Kernkraftwerk Leibstadt, Fullerfeld) von diesem Referenzwert. In der Stadt Basel lagen die Höchstwerte bei 16‰ (E-34, Solitude) bzw. 15‰ (W-06, Volaplatz). Diese Werte entsprechen einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von nicht mehr als $2\text{ }\mu\text{Sv}$ ($1\text{ }\mu\text{Sv} = 10^{-6}\text{ Sievert}$) in einem Jahr. Im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung von ca. $3'000\text{ }\mu\text{Sv/a}$ fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen im Berichtsjahr kaum ins Gewicht.

Die beiden Edelgas-Radionuklide Krypton-85 (^{85}Kr) und Argon-37 (^{37}Ar) werden in der Atmosphäre auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen produziert. ^{85}Kr , freigesetzt bei der Wiederaufbereitung von Kernbrennstäben, konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.8 Jahren und den lange Zeit 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 (^{14}C)

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

Referenzwert

Zwischen 1955 und 1966 wurden im Rahmen von Nuklearwaffentests grosse Mengen an $^{14}\text{CO}_2$ in der Atmosphäre freigesetzt (so genannter Bomben-Peak). Zwar nimmt seitdem der ^{14}C -Gehalt von atmosphärischem CO_2 durch Aufnahme von $^{14}\text{CO}_2$ durch die Ozeane und Verbrennung fossiler, d. h. ^{14}C -freier, Brennstoffe weltweit wieder ab, doch

liegt dieser Gehalt gegenwärtig immer noch über dem als Basis für die Radiocarbonatierung definierten Standardwert für das Jahr 1950:

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

Auf lokaler Ebene lässt sich eine als «Süss»- oder «Industrie»-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ nachweisen. 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 somit als ^{14}C -Monitor.

Die für diesen Bericht gemessenen ^{14}C -Werte werden mit dem Radiocarbonstandard $^{14}\text{A}_0$ verglichen:

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

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 2015 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis hierzu dienten die im Juni, August und Oktober gesammelten Blätter.

$$(3) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2015}} = 18 \pm 3 \text{ [‰]}$$

Die Differenz

$$(4) \text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2015}}$$

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 kommen zwei unterschiedliche Methoden zur Anwendung:

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

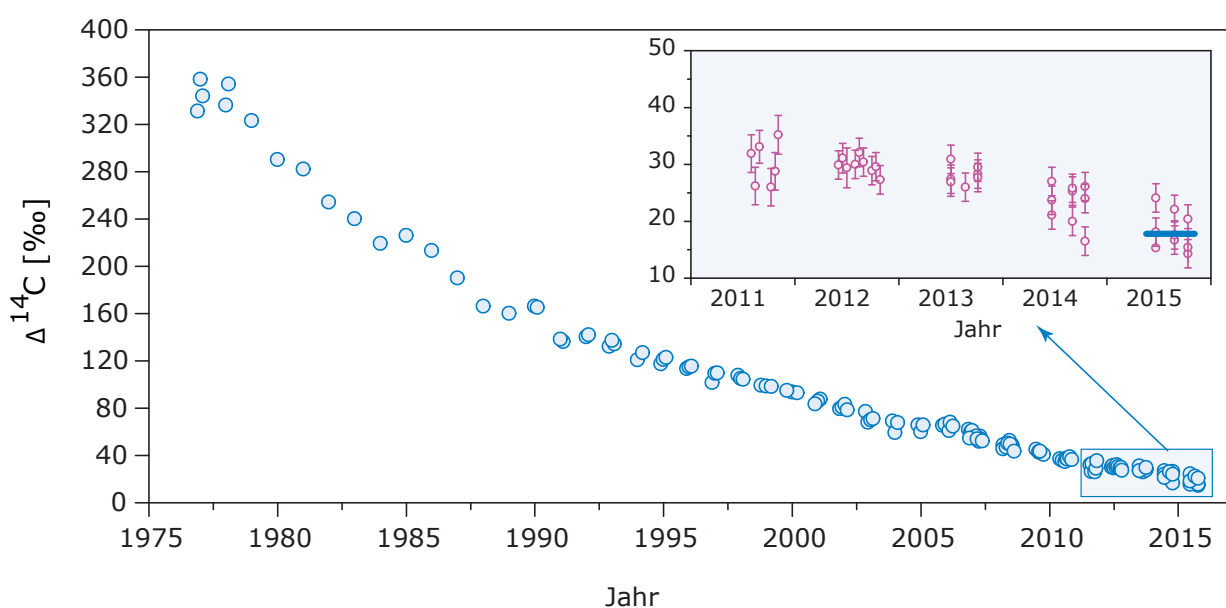
An den Referenzstationen ergaben Messungen an der Blattkohle (Methode A) im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt (Methode B) Unterschiede von weniger als 4‰. An belasteten Standorten können die Unterschiede zwischen den Resultaten der nach den Methoden A und B aufbereiteten Proben jedoch grösser sein.

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

Tabelle 1:

Messwerte 2015 und Koordinaten der Referenzstationen.

Ort	$\Delta^{14}\text{C}$ [‰]			Koordinaten	[m.ü.M.]	Baumart/Standort
	Juni	Aug.	Okt.			
Taanwald	24	17	14	601320 / 186150	938	Rotbuchen im Wald (Blätter)
Belpberg	15	18	15	606050 / 190800	825	Rotbuchen auf Krete (Blätter)
Ballenbühl	18	22	20	612550 / 192800	852	2 Linden freistehend (Blätter)



Figur 1:

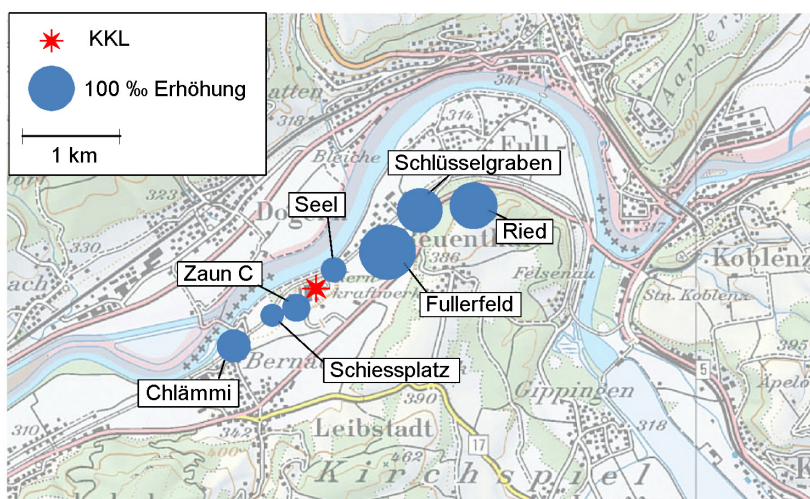
$\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Buchen- und Lindenblättern von den Referenzstationen. Die blaue horizontale Linie zeigt den bestimmten Referenzwert während der Vegetationszeit.

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.

Der ^{14}C -Gehalt von Blättern der Referenzstationen ist im Jahr 2015 gegenüber dem Vorjahr erneut deutlich abgefallen, nachdem er in den Jahren 2011 bis 2013 relativ konstant geblieben war. Mit $18 \pm 3\text{‰}$ liegt der Referenzwert für das Jahr 2015 um 6‰ unter dem Wert des Vorjahres.

^{14}C im Umfeld der Schweizer Kernkraftwerke

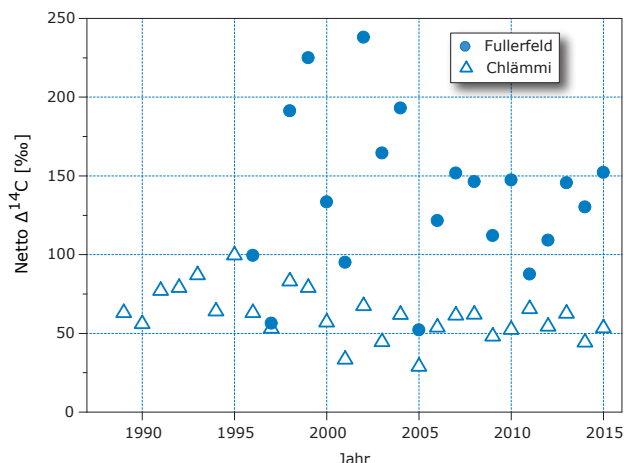
Normalerweise werden die fünf Schweizer Kernkraftwerke im Sommer zu Revisionszwecken gestaffelt vom Netz genommen. Im Sommer 2015 jedoch trat der bislang einzige Fall ein, dass alle fünf Kernkraftwerke gleichzeitig abgeschaltet waren, teils im Rahmen von Störungsbehebungen wie im Falle des Kernkraftwerks Gösgen, teils für planmässige Revisionsarbeiten. Für 2015 waren daher vergleichsweise tiefe ^{14}C -Abgaben der Kernkraftwerke an die Umwelt zu erwarten. Diese Erwartung konnte durch unsere Messungen bestätigt werden, da der Zeitraum der Abschaltungen innerhalb der Wachstumsperiode der beprobten Bäume lag. Einzig das Kernkraftwerk Leibstadt, das erst kurz vor der Probenahme im August vom Netz genommen wurde, wies Werte auf, die mit denen der Vorjahre vergleichbar sind.



Figur 2: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL) im Jahr 2015. Revisionsabschaltung: 10.08.2015 bis 17.09.2015. Probenahme: 24.08.2015. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2015 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 wiederum in ca. 1000m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung am Standort Fullerfeld (Figur 2). In südwestlicher Richtung wies der Standort Chlämmi die höchsten Werte auf.



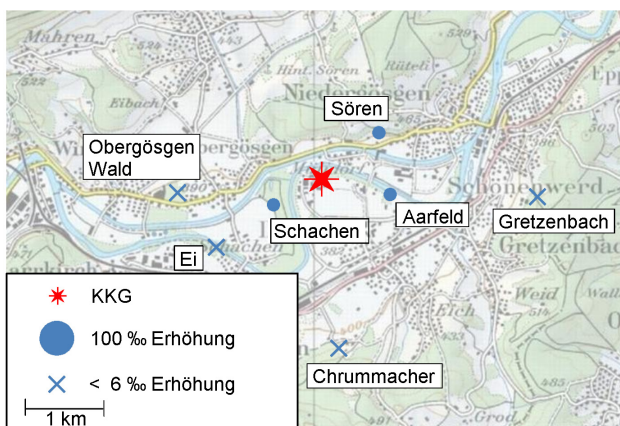
Figur 3: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte nordöstlich (●) und südwestlich (▲) des Kernkraftwerkes Leibstadt. Der Standort Fullerfeld wird seit 1996, derjenige von Chlämmi seit 1989 beprobt. Standorte: siehe Figur 2.

Figur 3 zeigt die aufgetretenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte der Standorte Fullerfeld und Chlämmi seit Messbeginn. Es sind dies die beiden Standorte mit den traditionell höchsten Werten in der jeweiligen Windrichtung. 2015 lag der höchste Messwert bei 154‰ (Fullerfeld). Der grösste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert seit Messbeginn beträgt 238‰ (2002), ebenfalls am Standort Fullerfeld.

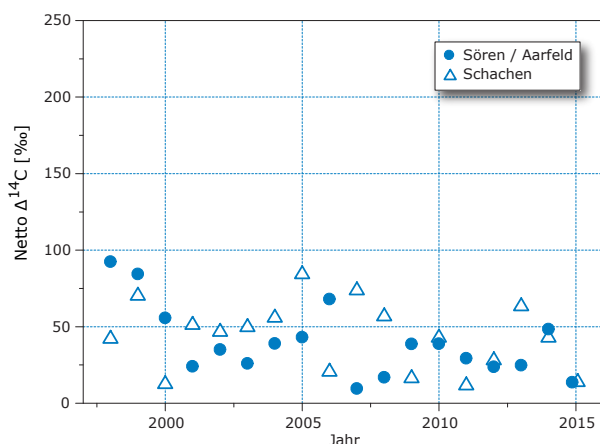
Kernkraftwerk Gösgen

In Figur 4 sind die Resultate der am 10. August 2015 gesammelten Blattproben in der Umgebung des Kernkraftwerks Gösgen (KKG) dargestellt. Sämtliche Messwerte liegen zum Teil deutlich unter dem langjährigen Mittel. Die höchsten ^{14}C -Messwerte resultierten in diesem Jahr mit je 13 ‰ an den Standorten Sören, Schachen und Aarfeld. Der Standort Chrummacher (408 m.ü.M.) befindet sich quer zu den topographisch bedingten Hauptwindrichtungen. Der Messwert des Standorts Chrummacher ist praktisch identisch mit den Werten von unbelasteten Referenzstandorten. Dasselbe gilt im Jahr 2015 auch für die an einem Waldrand gelegenen Standorte Gretzenbach, Ei und Obergösgen Wald.

In 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 in derselben Windrichtung.



Figur 4: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Revisionsabschaltung: 06.06.2015 bis 06.07.2015. Probenahme: 10.08.2015. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



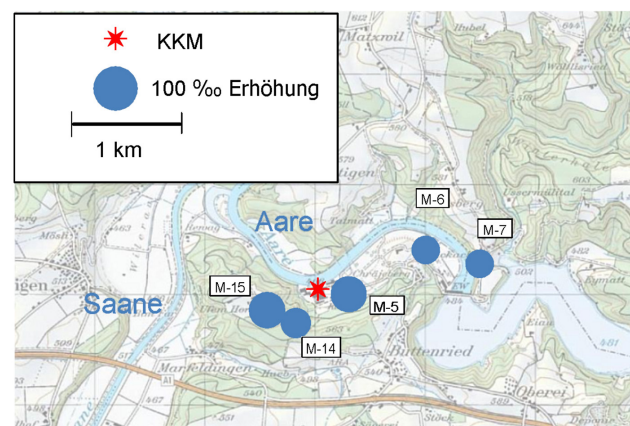
Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (△) des Kernkraftwerkes Gösgen. Standorte: siehe Figur 4.

Kernkraftwerk Mühleberg

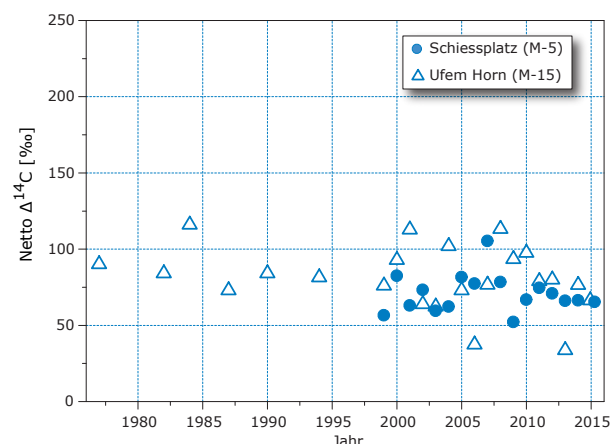
Figur 6 zeigt die Verteilung der Messwerte um das Kernkraftwerk Mühleberg (KKM). Die grössten Erhöhungen wurden am Standort M-15 (Ufem Horn) mit 67 ‰ sowie am Standort M-5 (Schiessplatz) mit 66 ‰ gemessen. Die Probenahme erfolgte am 09. September 2015, d. h. eine Woche nach dem Hochfahren des Kraftwerks im Anschluss an die jährliche Revision.

Alle 2015 gemessenen Proben liegen unter den seit Messbeginn im Jahr 1977 registrierten Höchstwerten. Der mit 116 ‰ höchste Wert stammt aus dem Jahr 1984.

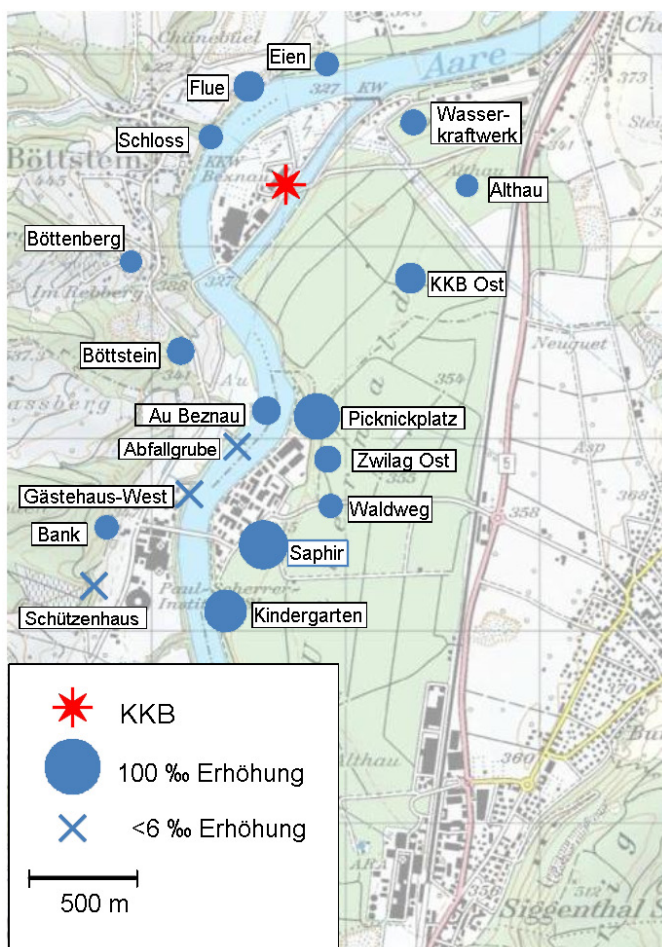
In Figur 7 sind die seit Messbeginn jährlich gemessenen höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Die Messwerte aus dem Jahr 2015 liegen etwas unter dem langjährigen Mittel.



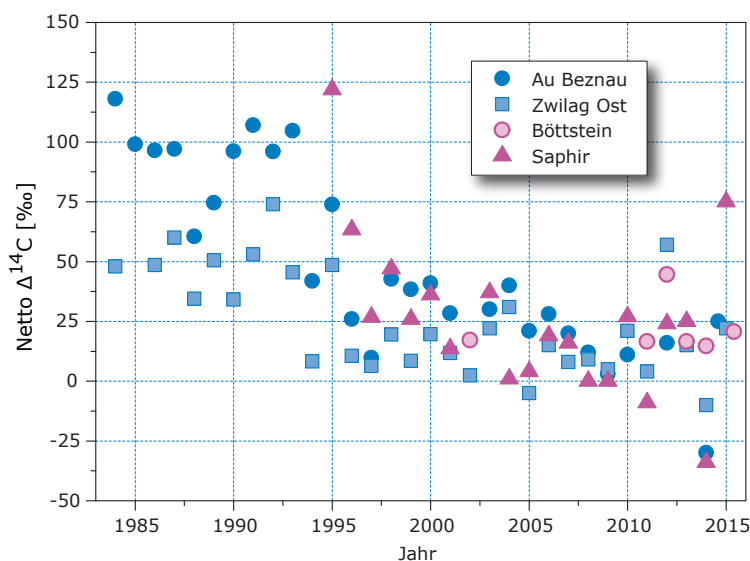
Figur 6: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) im Jahr 2015. Revisionsabschaltung: 03.08.2015 bis 02.09.2015. Probenahme: 09.09.2015. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



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



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 Jahr 2015 (J. Eikenberg, R. Siegwolf, PSI in Zusammenarbeit mit der Universität Bern). Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



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

Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau

Die zu diesen Standorten gehörenden ^{14}C -Messungen in den Blattproben wurden am PSI sowie an der Universität Bern durchgeführt. Die Messunsicherheit für die $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 6 ‰. Die höchsten Werte wurden im Umfeld des PSI gemessen.

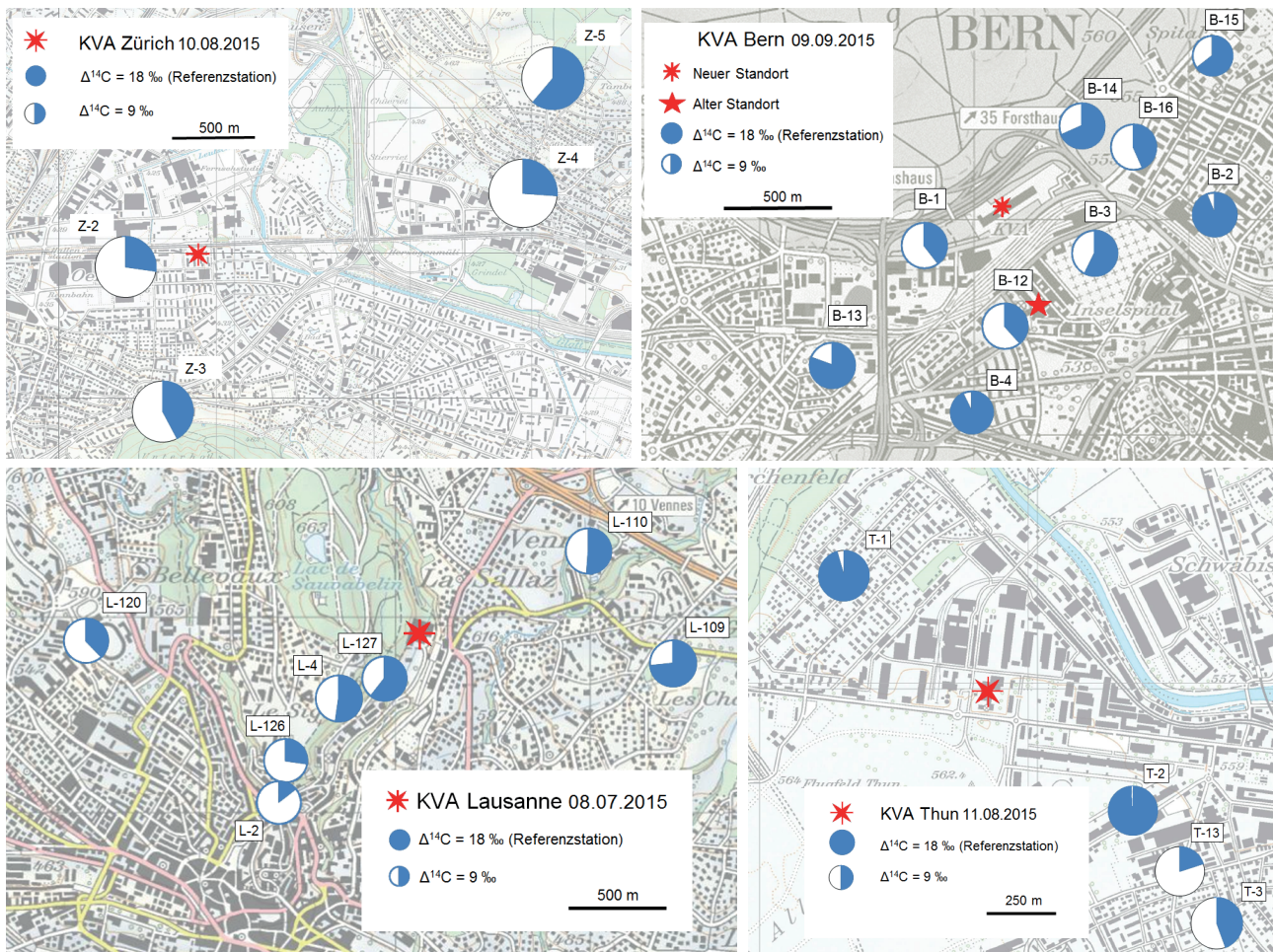
Das Kernkraftwerk Beznau (KKB) war während eines Grossteils des Jahres nicht am Netz: Block 1 war vom 13.03.2015 bis zum Redaktionsschluss dieses Berichts (April 2016), Block 2 vom 14.08.2015 bis zum 23.12.2015 heruntergefahren. Dies spiegelt sich in den geringen Erhöhungen der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte im Umfeld des KKB wider. Laut der Roadmap [1], welche am 30. November 2015 von der Betreiberin Axpo Holding AG im Rahmen einer Medienmitteilung veröffentlicht wurde, wird Block 1 nicht vor Ende Juli 2016 wieder ans Netz gehen.

In Figur 9 sind Zeitreihen der Standorte aufgeführt, für die historisch gesehen die höchsten Messwerte ermittelt wurden. Alle Messungen ausser dem Standort Böttstein (Symbol ●) erfolgten durch das PSI.

Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)

In Blättern von Bäumen, die im Umfeld von Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) gesammelt wurden, konnte an keinem Standort eine erhöhte ^{14}C -Konzentration festgestellt werden. Sämtliche Messpunkte weisen Werte ≤ 18 ‰ auf. Dies als Folge der Abgase aus fossilen Brenn- und Treibstoffen.

In Figur 10 sind die Messwerte als Kreise dargestellt. Die weisse Kreisfläche entspricht der Absenkung gegenüber den Referenzstationen (siehe «Süss»-Effekt, Seite 99).



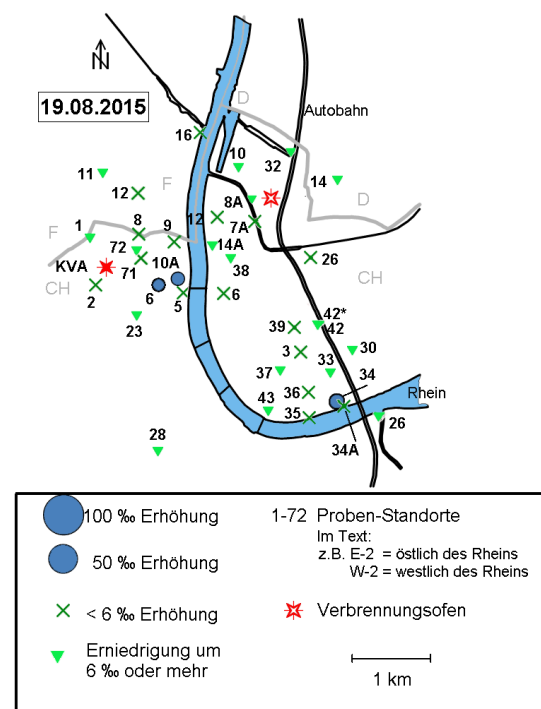
Figur 10:
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Lausanne, Zürich, Bern und Thun.

Messungen in der Region Basel-Stadt

Auch im Jahr 2015 fand die Hauptprobenahme in Basel im August statt. Im Westen des Stadtgebiets befinden sich die Standorte im und um das Novartis-Werk St. Johann, im Osten diejenigen um das Areal der Firma Roche. Die höchsten am 19.08.2015 gemessenen Werte betrugen westlich des Rheins +14‰ (Voltaplatz, Standort W-06) und östlich +15‰ (Solitude, Standort E-34). Alle 2015 gemessenen Erhöhungen fallen im Vergleich zu der um den Faktor 1'000 grösseren natürlichen Strahlenbelastung kaum ins Gewicht.

Auf der französischen wie auch auf der deutschen Seite wurden im Raum Basel keine Erhöhungen registriert. An 16 Standorten wurden Erniedrigungen um $\geq 6\text{‰}$ ermittelt (Figur 11, Symbol ▼).

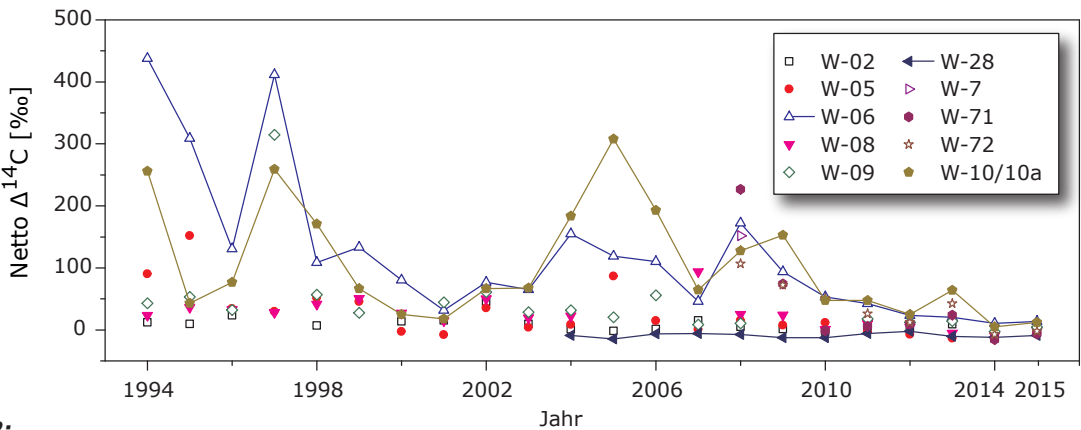
Im Juni, August und Oktober wurden an einigen Standorten sowohl in der Blattkohle als auch an unverkohlten, ganzen Blättern Messungen durchgeführt. Kohlenwasserstoffe, die sich bei der Blatt-



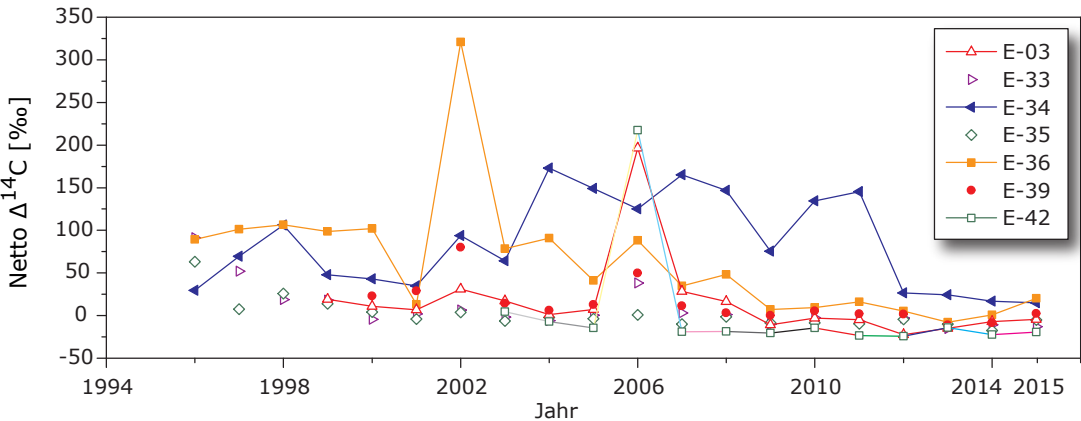
Figur 11:
 Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte für Blattproben aus dem Raum Basel.

Tabelle 2:
Im Jahre 2015 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 - 2013) 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	
	2015 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	1994-2014 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2015 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2004 - 2014 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]
E-03	-4	197 (2006)	-	23 (2007)
E-26	-1	169 (1996)	-	-
E-34	6	106 (1998)	15	173 (2004)
E-42	-20	4 (2003)	-	-
E-42*	-6	218 (2006)	-	-
W-06	4	438 (1994)	14	172 (2008)
W-10A	12	259 (1997)	13	308 (2005)
W-28	-9	-6 (2007)	-11	-13 (2013)
W-71	-6	227 (2008)	-3	75 (2009)
W-72	-2	107 (2008)	-	115 (2010)



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.

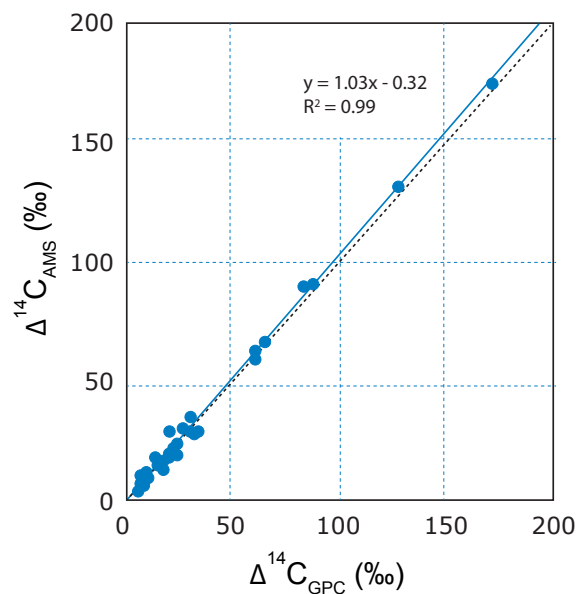
verkohlung möglicherweise verflüchtigen würden, werden bei der Messung von ganzen Blättern vollständig miterfasst. Da die Messung an ganzen Blättern jedoch zeitaufwändiger ist, wird sie nur dort angewendet, wo Höchstwerte zu erwarten sind (siehe Tabelle 2).

Die Figuren 12 und 13 zeigen die Messergebnisse seit Messbeginn an ausgewählten Standorten. Westlich des Rheins scheinen sich die Netto-Messwerte auf einem relativ niedrigen Niveau zu stabilisieren. Die historischen Netto-Höchstwerte (Standorte W-06 und W-10) wurden bereits seit einigen Jahren nicht mehr erreicht. Dasselbe gilt für Standort E-36 östlich des Rheins. Hier wurde der 2002 gemessene Höchstwert von 320‰ (E-36) in den letzten Jahren jeweils deutlich unterschritten.

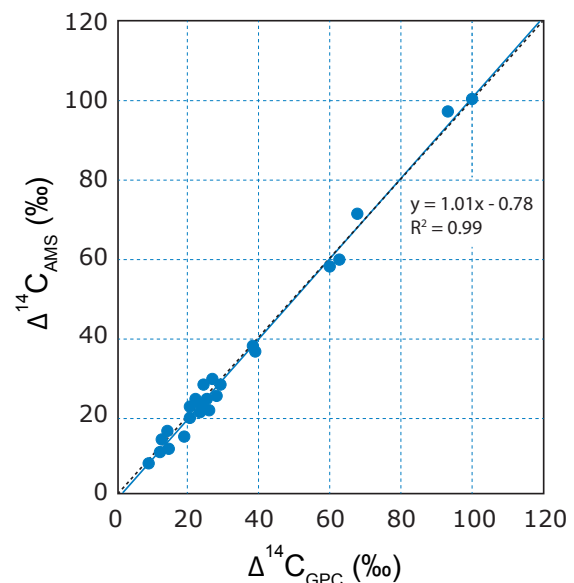
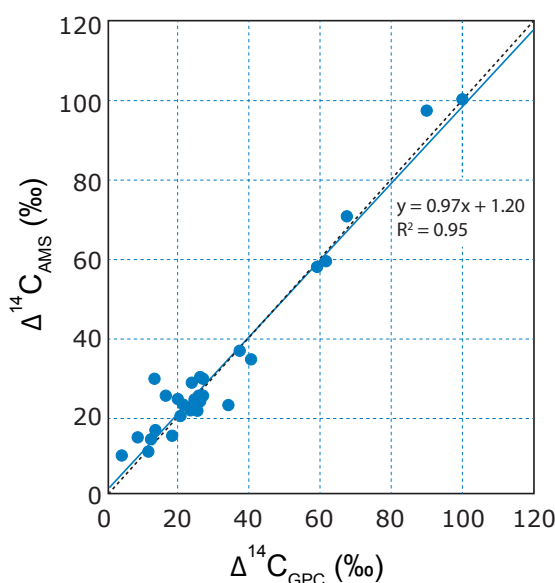
Vergleichsmessungen im Jahr 2015

Die ^{14}C -Vergleichsmessungen ausgewählter Laubproben zwischen dem ^{14}C -Labor am Physikalischen Institut der Universität Bern (GPC: gas proportional counting) und dem Labor zur Analyse von Radiokohlenstoff mit AMS, LARA (AMS: accelerator mass spectrometry) am Departement für Chemie und Biochemie der Universität Bern wurden 2015 fortgesetzt. In einem ersten Schritt wurden Nachmessungen an jenen zehn Proben aus dem Jahr 2014 durchgeführt, bei denen es im Vorjahr zu den grössten Differenzen der Messergebnisse gekommen war. Hierbei konnten die Quellen dieser Differenzen, die in beiden Labors identifiziert werden konnten, grösstenteils eliminiert werden.

Im Jahr 2015 wurden Laubproben an denselben Probenahmeorten und an zwei weiteren Standorten entnommen wie im Vorjahr und erneut von beiden ^{14}C -Labors gemessen. Die mittlere Abweichung der $\Delta^{14}\text{C}$ -Messergebnisse liegt mit 0.7‰ innerhalb der Messunsicherheiten beider Verfahren von ~2.5‰. Nachmessungen sind für vier Proben geplant, bei denen die höchsten Abweichungen der Messergebnisse aufgetreten sind.



Figur 15: Vergleichsmessungen der beiden ^{14}C -Verfahren an der Universität Bern im Jahr 2015 (32 Proben).



Figur 14: Erstmessungen (links) vs. Nachmessungen (rechts) durch die beiden ^{14}C -Labore der Universität Bern an 30 Proben aus dem Jahr 2014.

Argon-37 (^{37}Ar) und Krypton-85 (^{85}Kr)

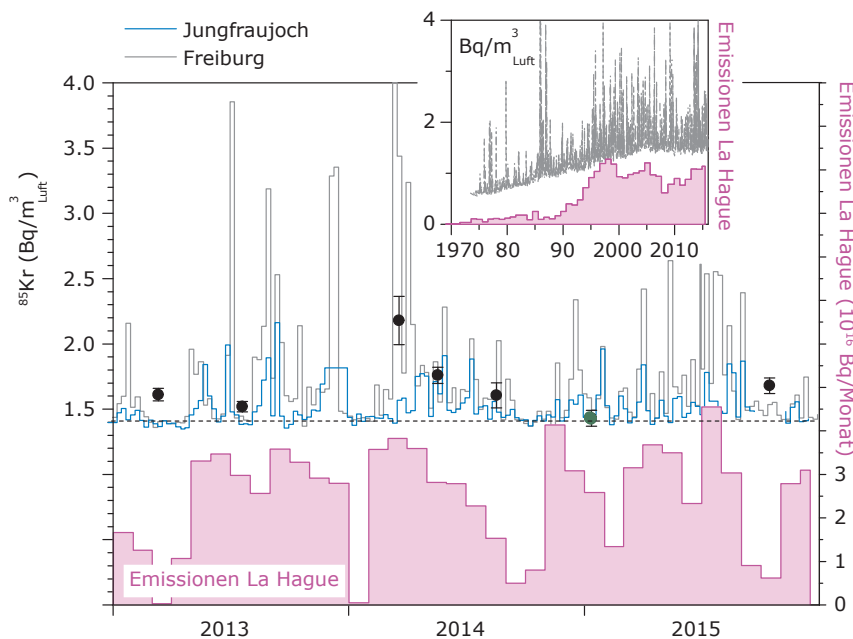
Die beiden Edelgas-Radionuklide ^{37}Ar und ^{85}Kr werden in der Atmosphäre auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen produziert. ^{85}Kr , freigesetzt bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstäben, konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.76 Jahren und den lange Zeit 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.

Krypton-85 (^{85}Kr)

Das radioaktive Edelgasisotop ^{85}Kr ist ein Beta-Strahler mit einer Halbwertszeit von 10.76 ± 0.02 Jahren. Natürliches atmosphärisches ^{85}Kr hat seinen Ursprung in dem Einfang kosmischer Neutronen durch ^{84}Kr in der Atmosphäre und durch die Spaltung von Uran und anderen Aktiniden in der Lithosphäre. Die beiden Prozesse führen zu einem natürlichen atmosphärischen ^{85}Kr -Inventar von etwa $9 \cdot 10^{11}$ Bq oder einer spezifischen Aktivitätskonzentration von $\sim 0.2 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3_{\text{Luft}}$. Im Gegensatz

dazu stammt das derzeitige ^{85}Kr in der Atmosphäre hauptsächlich aus der Wiederaufarbeitung von Brennstäben und wird lokal und zeitlich gepulst freigesetzt. Zurzeit ist die Aufbereitungsanlage in La Hague (F) die weltweit grösste Emissionsquelle (Figur 16). Durch radioaktiven Zerfall nimmt das atmosphärische Inventar jährlich um 6.2 % ab. Diese Reduktionsrate wurde lange Zeit von den globalen Freisetzungsraten von ^{85}Kr übertroffen, was zu einem Anstieg der atmosphärischen Basisaktivitätskonzentration führte (Figur 16, kleines Bild). In der letzten Dekade ist eine Stabilisierung bei einer Konzentration von $1.4 - 1.5 \text{ Bq/m}^3_{\text{Luft}}$ in Mitteleuropa zu beobachten.

Auch im Jahre 2015 blieb diese Basisaktivität stabil. Dies geht aus den tiefsten Werten hervor, die sowohl auf dem Jungfraujoch wie auch in Freiburg i. Br. gemessen werden (gestrichelte Linie in Figur 16). An beiden Stationen korrelieren Amplitude und Frequenz von Aktivitätsspitzen mit den publizierten Emissionsmengen von La Hague [2]. Die höchsten Werte werden typischerweise in Frühjahr und Sommer beobachtet. Wegen der erhöhten Lage des Jungfraujochs wird diese Station aber weniger von bodennahen Emissionen beeinflusst. Die durch den ^{85}Kr Untergrundpegel verursachte jährliche effektive Dosis beträgt ca. 11 nSv/Jahr ($8 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bq m}^{-3} \text{ Jahr}$ [3]) und ist damit gering in Relation zur Strahlenbelastung von etwa 1.1 mSv verursacht durch natürlich vorkommendes Radon.



Figur 16:

Atmosphärische ^{85}Kr -Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfraujoch (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. Im Januar 2015 wurde zum Vergleich eine Probe in Kalifornien genommen (in grün). Kleines Bild: Aktivitätsverlauf bei der Station Freiburg i. Br. über die letzten 39 Jahre; die Messungen der Proben aus Freiburg und vom Jungfraujoch 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).

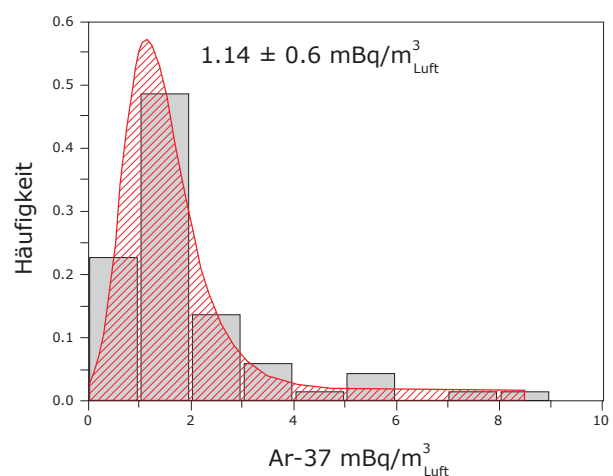
Stichproben, genommen in wenigen Minuten und gemessen am Physikalischen Institut der Universität Bern, bestätigen den Aktivitätsbereich, der in Freiburg oder auf dem Jungfrauoch beobachtet wird. Die Streuung kommt durch die geografische Distanz, aber vor allem durch den kürzeren Sammelzeitraum zustande. Die BfS-Messungen entsprechen Wochenmittelwerten. Die Basisaktivitätskonzentration von $1.4 \text{ Bq/m}^3_{\text{Luft}}$ wird meist überschritten. Eine Probe, die zum Vergleich in Kalifornien genommen wurde (in grün), stimmt innerhalb der Messgenauigkeit mit dem Basiswert für die Nordhemisphäre überein. In den USA finden keine bekannten Aufarbeitungsaktivitäten statt.

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 liegen bei ca. $0.5\text{--}2 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$, in guter Übereinstimmung mit den über die letzten 6 Jahre gemessenen Basiswerten (Fig. 17). Diese Messungen wurden an Luftproben aus Bern durchgeführt. Einflüsse stratosphärischer Luftmassen in die Troposphäre, welche vor allem im Frühjahr zu erwarten sind, können zu leicht erhöhten ^{37}Ar -Aktivitäten bis $8\text{--}10 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ führen. Werte im Bereich $2\text{--}10 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ sind möglicherweise auch durch Emissionen vom Kraftwerk Mühleberg verursacht. Auch beim Betrieb des Zyklotron-Teilchenbeschleunigers am Berner Inselspital wird ^{37}Ar emittiert, das wie ^{41}Ar durch die Aktivierung von Luftargon produziert wird. Es konnten in den letzten 6 Jahren aber keine Aktivitäten beobachtet werden, die signifikant über der natürlichen Variabilität liegen (Fig. 17).

Referenz

- [1] Axpo Holding AG (Hrsg.), 2015: KKW Beznau: Roadmap für Wiederinbetriebnahme Block 1 erstellt – Block 2 ohne auffällige Messresultate
- [2] <http://www.aveva.com/EN/operations-2315/cumulative-release-results-report-for-the-aveva-la-hague-plant.htm>
- [3] ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.). Table C.1., p. 61



Figur 17:

^{37}Ar -Aktivitäten gemessen an 66 Luftproben, die über die letzten 6 Jahre in Bern gesammelt wurden. Die drei im Jahre 2015 gemessenen Proben wiesen alle eine Aktivität von weniger als $2 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ auf. Die am häufigsten gemessene Aktivität von $1.14 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ stimmt mit der Erwartung für die natürliche Hintergrundaktivität überein. Alle Messwerte liegen im Bereich der natürlichen Variabilität von $0\text{--}10 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$.

7.2

Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement en Suisse en 2015

P. Froidevaux
P.-A. Pittet
F. Barraud
M. Pedro
F. Bochud

Institut de Radiophysique
 CHUV
 Grand Pré 1
 1007 Lausanne

Résumé

Nous avons mesurés le Pu et l'Am dans des échantillons de sol, de sédiments, de filtres à air, de plantes aquatiques, d'eau de pluie et d'eau de rivière.

Les résultats sont compatibles avec une contamination provenant essentiellement des retombées des essais nucléaires des années soixante. Ce dépôt est bien fixé dans le sol, comme en attestent les mesures des filtres à air et des eaux de pluie. Les mesures des plantes aquatiques et des poissons prélevés dans les rivières en aval des centrales nucléaires montrent que l'activité présente dans les plantes est probablement liée au dépôt de carbonate de Ca ou de particules de sédiments enrichis en Pu et Am sur les feuilles. Les poissons ne présentent pas d'activité en Pu et Am mesurables au-dessus de la limite de détection de la méthode.

Introduction

Le plutonium et l'américium sont deux radioéléments artificiels dont l'origine dans l'environnement remonte aux essais d'armes nucléaires en atmosphère durant les années soixante, à différents accidents nucléaires (Windscale, Tchernobyl, Mayak) ainsi qu'à des émissions (notamment dans l'eau) autorisées. Ces deux radioéléments représentent un risque radiologique s'ils sont incorporés dans l'organisme via la chaîne alimentaire.

Le plutonium possède une chimie d'oxydoréduction complexe et existe sous des formes physico-chimiques variées dans l'environnement. En conséquence, déterminer son comportement géochimique (dont sa mobilité) et sa biodisponibilité représente un véritable challenge. Le Pu peut être présent simultanément dans ses formes réduites (+III et +IV) et oxydées (+V et +VI), bien que les formes de Pu(IV) et Pu(V) sont les plus représentées. Le Pu(IV) est fortement hydrolysé en $\text{Pu}(\text{OH})_4$ insoluble mais peut être remobilisé lors de l'oxydation en Pu(V), une forme de Pu moins sensible à l'hydrolyse et à l'adsorption sur des particules colloïdales. Ainsi, le Pu(IV) adsorbé sur des particules immobiles peut être transformé en Pu(V) soluble et labile et ainsi accroître le transport et la biodisponibilité du Pu dans les systèmes aquatiques. De plus,

la dissolution oxydative du Pu et les interactions du Pu avec la matière organique dissoute (NOM) ont des effets critiques sur la cinétique d'adsorption/désorption du Pu. La labilité des complexes Pu-NOM récemment mise en évidence dans des expériences de laboratoire induisent de nouvelles raisons de reconsidérer la mobilité et la biodisponibilité du Pu dans l'environnement [1, 2]. L'américium quant à lui possède une chimie en tout point similaire à celle des lanthanides et le meilleur analogue stable pour l'Am(III) est l'Eu(III). De ce point de vue Am est également facilement hydrolysable mais ne possède qu'un degré d'oxydation stable (+III). Comme les Ln(III), il forme des complexes forts avec des ligands comme EDTA ou des ligands naturels comme les acides carboxyliques ou le citrate.

Dans ce travail, nous avons déterminé l'activité en Pu et Am de différents compartiments de l'environnement représentés par le sol, les sédiments de rivières, l'air, l'eau de pluie et l'eau de rivière, ainsi que les plantes aquatiques et les poissons. Les sites de prélèvements sont principalement les environs des centrales nucléaires suisses, et plus particulièrement les rivières desquelles elles puisent l'eau de refroidissement des réacteurs. La compréhension des mécanismes de mobilité et de biodisponibilité du Pu et de l'Am est donc un pré-requis indispensable à l'interprétation des données.

Méthode de séparation chimique

Les méthodes d'analyses du plutonium et de l'américium dans les différents compartiments de l'environnement sont décrites en détail dans la référence [3].

Résultats et discussion

Le tableau 1 présente les résultats obtenus dans la mesure des sols échantillonnés sur l'ensemble du territoire suisse, avec une focalisation sur les sites aux environs des centrales nucléaires suisses. La mesure du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et du rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ permet de déterminer l'origine de la contamination. En effet, ces rapports sont de l'ordre de 0.03 pour $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et de 0.4 pour $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ si la contamination a pour origine les retombées des essais nucléaires atmosphériques des années soixante. Le combustible irradié d'une centrale nucléaire montre quant à lui des rapports $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ supérieurs à 1. La moyenne calculée en bas de tableau montre que l'origine du Pu et Am mesurés dans ce travail est bien les retombées des essais nucléaires pour tous les sites étudiés. Les activités sont inférieures à 1 Bq/kg pour l'ensemble des mesures avec moitié moins d'activité en ^{241}Am par rapport à $^{239+240}\text{Pu}$.

Les activités des filtres à air, autant aux abords des centrales nucléaires que des sites de références (Posieux et Liebefeld), sont inférieures à 2.5 nBq/m³ pour le $^{239+240}\text{Pu}$ et à peine supérieures à 1 nBq/m³ pour ^{241}Am . Malgré ces faibles activités, les méthodes utilisées permettent une détermination assez précise de ces valeurs (incertitudes < 30 %), bien que certaines mesures soient inférieures aux limites de détections. La mesure de ^{238}Pu est ainsi restée systématiquement au-dessous de la limite de détection car cet isotope représente à peine 3 % de l'activité totale en Pu. En absence d'un rejet accidentel de radioactivité dans l'atmosphère, l'activité de l'air mesurée dans ce travail représente l'activité des particules de sol très fines remises en suspension par l'érosion et le vent et accumulées sur les filtres à air. On calcule le coefficient de resuspension par le rapport RF_{obs}

$$RF_{\text{obs}} = \frac{[Pu]_{\text{air}} [\frac{\text{Bq}}{\text{m}^3}]}{[Pu]_{\text{sol}} [\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2}]}$$

Bien que la déposition surfacique (Bq/m²) n'ait pas été mesurée dans ce travail, elle a été mesurée dans d'autres travaux antérieurs [4] et est estimée à 75 Bq/m² pour le plateau suisse. On obtient donc les RF_{obs} présentés dans le tableau 3. Ces valeurs sont identiques dans l'intervalle des incertitudes

Tableau 1:

Activités (Bq/kg de matière sèche MS) en plutonium et américium dans les échantillons de sol (0-5 cm) collectés sur le territoire suisse en 2015 (incertitudes à 95%).

Lieu	$^{239+240}\text{Pu}$ Bq/kg MS	^{238}Pu Bq/kg MS	^{241}Am Bq/kg MS	$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$
Arenenberg	0.122 ± 0.013	0.0040 ± 0.0020	0.050 ± 0.008	0.41 ± 0.08	0.035 ± 0.019
	0.106 ± 0.012	0.0015 ± 0.0013	0.048 ± 0.006	0.46 ± 0.08	0.014 ± 0.013
Beznau	0.097 ± 0.011	0.0011 ± 0.0011	0.044 ± 0.008	0.45 ± 0.10	0.012 ± 0.012
Cadenazzo	0.114 ± 0.013	0.0041 ± 0.0009	0.058 ± 0.006	0.51 ± 0.08	0.035 ± 0.020
	0.052 ± 0.007	0.0028 ± 0.0017	0.019 ± 0.004	0.38 ± 0.10	0.054 ± 0.034
CERN (Meyrin)	0.089 ± 0.011	0.0022 ± 0.0017	0.046 ± 0.006	0.52 ± 0.10	0.025 ± 0.019
Gösigen (Däniken)	0.179 ± 0.018	0.0056 ± 0.0028	0.122 ± 0.026	0.68 ± 0.16	0.031 ± 0.016
	0.159 ± 0.013	0.0023 ± 0.0015	0.082 ± 0.009	0.52 ± 0.07	0.014 ± 0.009
Güttingen	0.183 ± 0.023	0.0036 ± 0.0027	0.067 ± 0.007	0.37 ± 0.06	0.020 ± 0.015
	0.060 ± 0.009	0.0027 ± 0.0019	0.024 ± 0.007	0.39 ± 0.13	0.045 ± 0.033
Leibstadt	0.089 ± 0.010	0.0045 ± 0.0022			0.050 ± 0.025
	0.129 ± 0.015	0.0031 ± 0.0022	0.054 ± 0.007	0.42 ± 0.07	0.024 ± 0.017
Mühleberg	0.122 ± 0.013	0.0043 ± 0.0023			0.035 ± 0.019
	0.109 ± 0.011	0.0028 ± 0.0016	0.051 ± 0.007	0.47 ± 0.08	0.025 ± 0.015
Posieux	0.119 ± 0.011	0.0035 ± 0.0016	0.048 ± 0.005	0.40 ± 0.06	0.030 ± 0.014
Villigen (PSI)	0.094 ± 0.010	< 0.003	0.043 ± 0.009	0.45 ± 0.11	< LD
Würenlingen (ZWILAG)	0.153 ± 0.018	< 0.005	0.076 ± 0.007	0.49 ± 0.007	< LD
Caslano	0.087 ± 0.013	< 0.003	0.052 ± 0.007	0.59 ± 0.12	< LD
Stabio	0.604 ± 0.037	0.0198 ± 0.0048	0.265 ± 0.015	0.44 ± 0.04	0.033 ± 0.008
moyenne				0.46 ± 0.08	0.030 ± 0.012

Tableau 2:

Activités (nBq/m³) en plutonium et américium des filtres à air de grands volumes collectés en 2015 en Suisse. Les filtres hebdomadaires sont rassemblés pour former un échantillon annuel pour les mesures de plutonium et d'américium, ou dans le cas de Liebefeld, un échantillon semestriel (incertitudes à 95%).

Lieu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu nBq/m ³	²³⁸ Pu nBq/m ³	²⁴¹ Am nBq/m ³	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Leibstadt	0.7 ± 0.2	< 0.05	< 0.3	< LD	< LD
Mühleberg	0.8 ± 0.2	< 0.05	< 0.3	< LD	< LD
Klingnau	0.60 ± 0.07	< 0.05	0.40 ± 0.06	0.66 ± 0.12	< LD
Posieux	2.3 ± 0.2	< 0.05	1.04 ± 0.14	0.45 ± 0.07	< LD
Liebefeld (semestre 1)	0.67 ± 0.09	< 0.05	0.34 ± 0.06	0.51 ± 0.11	< LD
Liebefeld (semestre 2)	1.1 ± 0.1	< 0.05	0.67 ± 0.10	0.58 ± 0.11	< LD
moyenne				0.55 ± 0.09	

Tableau 3:

Facteur de resuspension RF_{obs} (m⁻¹) déterminé pour le Pu sur les différents sites de prélèvement d'air. La déposition surfacique en Pu est estimée à 75 Bq/m².

Lieu	RF_{obs} (m ⁻¹)	Fribourg ^{a)}	RF_{obs} (m ⁻¹)
Leibstadt	9.3 10 ⁻¹²	1994	1.8 10 ⁻¹¹
Mühleberg	1.0 10 ⁻¹¹	1995	1.6 10 ⁻¹¹
Klingnau	8.0 10 ⁻¹²	1997	2.4 10 ⁻¹¹
Posieux	3.0 10 ⁻¹¹	1998	2.9 10 ⁻¹¹
Liebefeld (semestre 1)	8.9 10 ⁻¹²	1999	2.0 10 ⁻¹¹
Liebefeld (semestre 2)	1.5 10 ⁻¹¹	2003	5.0 10 ⁻¹²

^{a)} voir chap. « Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement en Suisse » des années correspondantes.

de mesures à celle déterminée sur le site de Fribourg entre 1994 et 2003 (tableau 3). Des valeurs inférieures à 10⁻¹⁰ m⁻¹ indiquent des contaminations anciennes, bien fixées dans le sol. Un paramètre important dans l'interprétation du RF_{obs} est la présence de couverture végétale ou de couverture neigeuse. Ainsi, les zones arides montrent des facteurs de resuspension nettement plus élevés que dans des zones tempérées [5]. La différence de RF_{obs} entre le premier semestre et le deuxième semestre observée sur le site de Liebefeld (observée également en 2014) est ainsi probablement due au fait qu'en Suisse, la période de juillet à décembre est nettement plus sèche que la période de janvier à fin juin.

Les activités des eaux de pluie et de rivière sont présentées dans le tableau 4. En absence de rejet accidentel de radioactivité dans l'atmosphère, l'activité des eaux de pluie représente l'activité des particules de sol re-suspendues dans l'air et emportées au sol par la pluie. Ces activités sont restées

au-dessous de la limite de détection, autant pour le Pu que pour l'Am. Par contre, les activités en Pu et Am des eaux de rivière sont mesurables au-dessus de la limite de détection; ces activités sont toutefois restées au-dessous de 30 mBq/m³ et n'ont pas présenté, contrairement à l'année dernière, des rapports isotopiques différents des retombées des essais nucléaires atmosphériques. Notamment, l'activité du ²³⁸Pu est restée inférieure à la limite de détection. Dans une rivière du plateau suisse, Pu peut être présent sous forme de complexes carbonatés et de complexes associés à la matière organique dissoute. A partir d'un pH neutre, l'hydrolyse est aussi une réaction importante, produisant du Pu(OH)₄ insoluble qui s'adsorbe fortement aux colloïdes organiques ou minéraux. De la distribution de ces espèces dans l'eau va dépendre sa biodisponibilité pour les espèces aquatiques comme les plantes ou les poissons. Les rivières étudiées dans ce travail sont toutes fortement carbonatées et on peut s'attendre à trouver du Pu et de l'Am sous forme de complexes carbonatés. Dans ce cas de figure, le mécanisme d'absorption de Pu par les plantes aquatiques consiste en un dépôt de carbonate de Ca enrichi en Pu [6]. On constate en effet que les activités des plantes aquatiques, très similaires à celles mesurées l'année précédente, sont supérieures à celles des poissons pour lesquels un seul échantillon a une activité en Am mesurable au-dessus de la limite de détection. L'Am est mesuré dans les plantes aquatiques dans le rapport attendu pour les retombées des essais nucléaires et est probablement présent aussi sous une forme de complexes carbonatés, bien que l'adsorption de sédiments sur le feuillage soit aussi un mécanisme possible. Les sédiments montrent des activités très semblables à celles de l'année précédente, avec également un rapport isotopique ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu compatible avec celui des retombées des essais nucléaires atmosphériques.

Tableau 4:

Activités (mBq/m³) en plutonium et américium des eaux collectées en Suisse en 2015
(incertitudes à 95% / LD=0.1 mBq/m³).

Type	Lieu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu mBq/m ³	²³⁸ Pu mBq/m ³	²⁴¹ Am mBq/m ³	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Eau de pluie	Mühleberg	< 2.0	< 2.0	< 0.2	< LD	< LD
	Leibstadt	< 0.3	< 0.3	< 0.1	< LD	< LD
	Posieux	< 0.2	< 2.0	0.18 ± 0.07	< LD	< LD
Eau de rivière	Rhône (GE)	1.7 ± 0.5	< 1.0	0.64 ± 0.15	0.36 ± 0.10	< LD
	Aar (Hagneck) juin	4.2 ± 1.7	< 1.5	< 1.5	0.73 ± 0.20	< LD
	Aar (Klingnau) juin	15.9 ± 0.6	< 2.5	2.9 ± 1.3	0.18 ± 0.10	< LD
	Rhin (Pratteln) juin	29.9 ± 5.0	1.4 ± 1.0	9.0 ± 2	0.30 ± 0.08	0.048 ± 0.033
moyenne					0.39 ± 0.20	

Tableau 5:

Activités (mBq/kg Matières Sèches - MS) en plutonium et américium de différents échantillons aquatiques prélevés en 2015 en aval des centrales nucléaires suisses (incertitudes à 95%, LD= 1 mBq/kg).

Type	Lieu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu mBq/kg MS	²³⁸ Pu mBq/kg MS	²⁴¹ Am mBq/kg MS	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Plantes aquatiques	Aar (Hagneck)	107 ± 15.0	< 4	22.1 ± 6.1	0.21 ± 0.06	< LD
	Aar (Klingnau)	26.3 ± 5.3	< 1	9.9 ± 3.2	0.38 ± 0.14	< LD
	Rhin (Pratteln)	66.1 ± 11.0	< 2	20.1 ± 4.8	0.30 ± 0.09	< LD
Sédiments	Aar (Hagneck), juin	23.5 ± 3.9	< 1	5.6 ± 1.8	0.24 ± 0.09	< LD
	Aar (Klingnau), juin	32.7 ± 5.1	< 1	14.9 ± 3.1	0.46 ± 0.12	< LD
	Rhin (Pratteln), juin	37.0 ± 5.1	< 1	16.7 ± 3.3	0.46 ± 0.11	< LD
Poissons	Aar (Beznau),	< 1	< 1	3.0 ± 0.7	< LD	< LD
	Rhin (Dogern(D))	< 1	< 1	< 1	< LD	< LD
	Aar (Däniken)	< 2	< 2	< 1	< LD	< LD

Conclusions

Les mesures de Pu et Am effectuées dans ce travail ont montré la persistance, à un niveau d'activité très faible (< 1Bq/kg) de Pu et Am dans les sols de Suisse. Cette activité est bien fixée dans le sol et résulte dans des facteurs de resuspension, mesurés par l'activité dans les filtres à air, inférieurs à 10⁻¹⁰ m⁻¹, typiques de dépositions anciennes dans des régions tempérées. Les mesures dans les eaux de pluies sont restées inférieures à la limite de détection, autant pour Pu que pour Am. Ces mesures permettent de conclure à l'absence de rejet de Pu et Am dans l'atmosphère.

Les mesures dans les sédiments en aval des centrales nucléaires n'ont pas montré de marquage propre aux rejets de centrales; l'activité provient également des retombées des essais nucléaires.

Les plantes aquatiques montrent une activité en Pu et Am compatible avec la présence de dépôt carbonaté enrichi en Pu et Am sur la surface des feuilles et/ou avec le dépôt de particules de sédiments sur la surface des feuilles. Ces dépôts ont un rapport isotopique ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu compatible avec les retombées des essais nucléaires des années soixante.

Remerciements

Nous remercions l'OFSP, les laboratoires cantonaux et l'EAWAG pour le prélèvement des échantillons.

Références

- [1] Cusnir et al. A DGT Technique for Plutonium Bioavailability Measurements. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48, 10829–10834.
- [2] Cusnir et al. Probing the kinetic parameters of Pu-NOM interactions in freshwaters using the DGT technique. *Environ. Sci. Technol.* in press.
- [3] Luisier et al. A new method for the determination of plutonium and americium using high pressure microwave digestion and alpha-spectrometry or ICP-SMS. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2009, 281, 425–432.
- [4] Bundt et al. Impact of Preferential Flow on Radionuclide Distribution in Soil. *Environ.Sci. Technol.* 2000, 34, 3895-3899.
- [5] Garcia-Olivares, Iranzo. Resuspension and transport of plutonium in the Palomares area. *J. Environ. Radioact.* 1997, 37, 101-114.
- [6] Cusnir et al. Plutonium is bioavailable in karstic freshwater environments. 2016, manuscrit en préparation.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015
Résultats 2015



8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions



Inhaltverzeichnis / Sommaire

8.1 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen	113
Zusammenfassung	113
Emissionen aus den Kernanlagen	
Ergebnisse 2015	113
Emissionen von Kohlenstoff-14 (¹⁴ C)	125
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	128
Zusammenfassung	128
Ergebnisse 2015	128
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	129
Zusammenfassung	129
Übersicht	129
Systeminstandhaltung und –ergänzung	131
Systemverfügbarkeit und Störungen	131
Qualitätssicherung	132
Messergebnisse	132
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	134
Zusammenfassung	134
Einleitung	134
Radiochemische Trennmethode (Boden)	135
Staubfangplatten	135
Resultate und Diskussion	136
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	137
Résumé	137
Introduction	137
Méthodologie	138
Mesures dans le milieu aquatique	141
Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens	142
Conclusions	143
8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)	144
Résumé	144
Programme de surveillance de l'OFSP	144
Mesures de l'exposition ambiante	144
Mesures dans le milieu atmosphérique	145
Mesures dans le milieu terrestre	146
Mesures dans le milieu aquatique	147
Conclusions	148
8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	149
Résumé	149
Le CERN	149
Programme de surveillance	151
Résultats 2015	151
Conclusions	155

8.1

Überwachung der Kernanlagen : Emissionen und Immissionen

F. Cartier
R. Habegger
A. Leupin
Eidg. Nuklearsicherheits-
inspektorat
Industriestrasse 19
5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2015 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, zehnjährige Kinder und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Emissionen aus den Kernanlagen Ergebnisse 2015

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in der Figur 1a für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Figur 1b enthält eine Aufschlüsselung der Abgaben der Kernkraftwerke nach Monat. 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 2015. 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. Figur 2 zeigt für die vier schweizerischen Kernkraftwerke den Verlauf der in der Umgebung berechneten Dosen für «meistbetroffene Personen» über die letzten 20 Jahre.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitabgabelimiten eingehalten. Zur Überprüfung der Messverfahren der Kernanlagen hat das ENSI an rund 190 Proben eigene gamma-spektrometrische Messungen durchgeführt (inkl. Teilnahme an Ringvergleichen zur Sicherstellung der eigenen Messqualität). Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben aus den Anlagen stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass die Abgabereglemente eingehalten werden.

Bei der monatlichen Aufschlüsselung der radioaktiven Abgaben aus den Werken (vgl. Figur 1b) ist bei den flüssigen Abgaben beim KKG die jährlich jeweils vor dem Revisionsstillstand durchgeführte Verwerfungsaktion für tritiumhaltiges Wasser bei den Abgaben erkennbar. Solche Abgaben sind in den Druckwasserreaktoren systembedingt erforderlich, um den operationellen Strahlenschutz während der Revision zu optimieren. Im Gegensatz zum KKG erfolgen die Tritiumabgaben im KKB über das ganze Jahr verteilt in mehreren Chargen.

Beim KKM ist die Erhöhung der flüssigen radioaktiven Abgaben während dem Revisionsstillstand durch die etwa alle fünf Jahre anstehende Torusreinigung im Berichtsjahr gegenüber den übrigen Monaten erhöht.

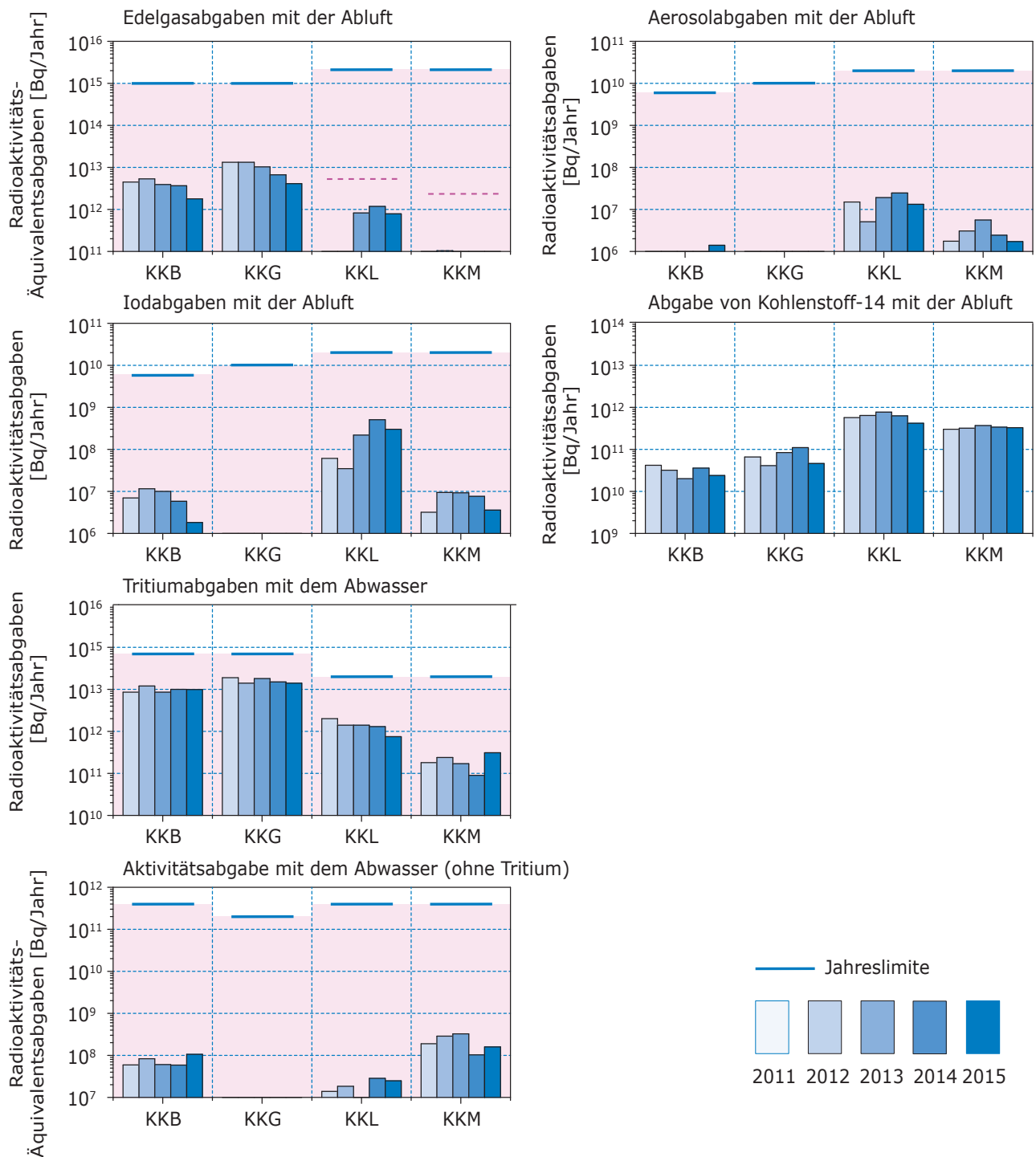
Aufgrund des vermehrten Öffentlichkeitsinteresses werden die Emissionen von Kohlenstoff-14 (^{14}C) am Ende des Kapitels behandelt.

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 rund 0.001 mSv, und beim KKM und KKL etwa 0.004 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2015 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

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

0.007 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.

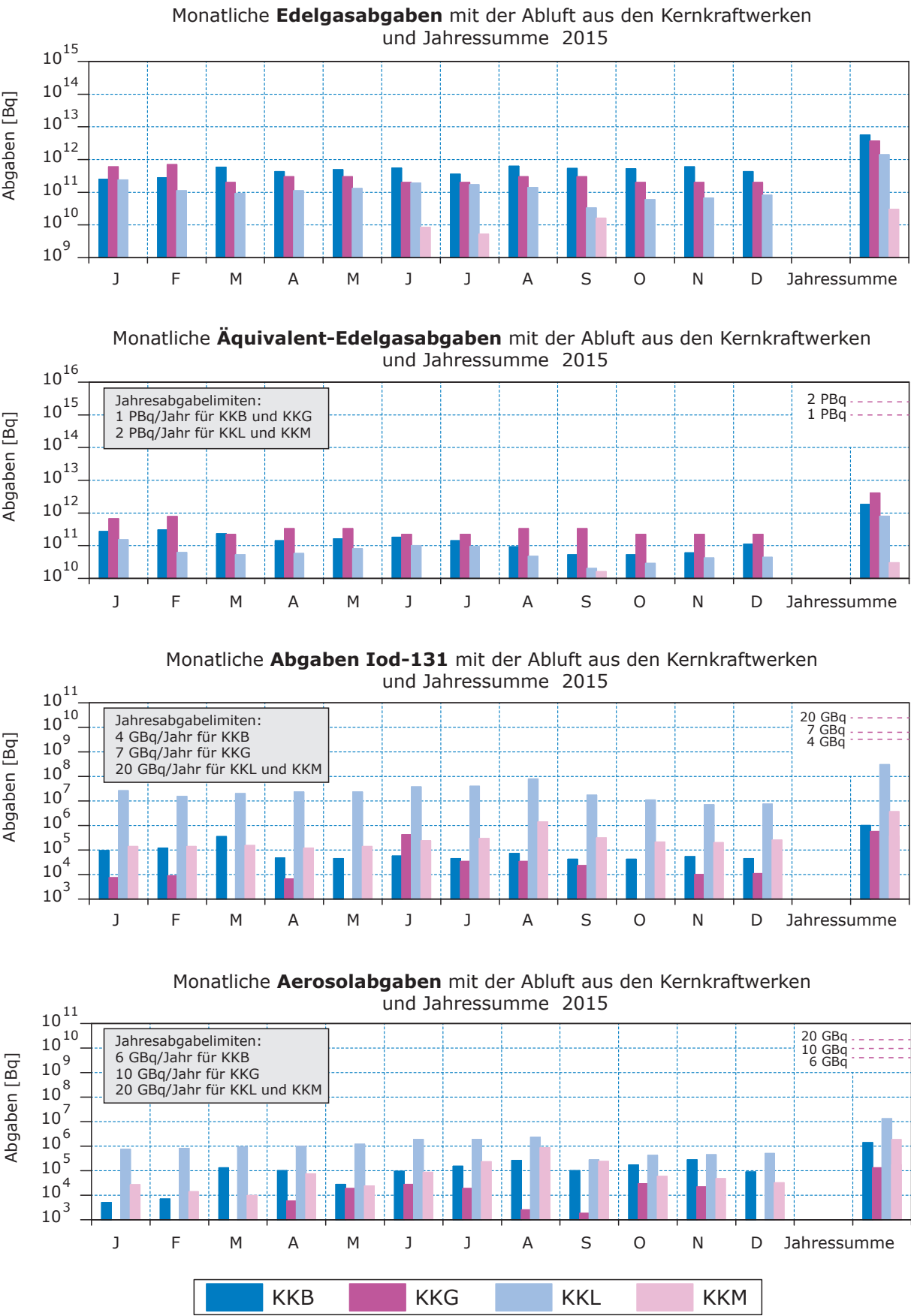
Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr Einlagerungen von 3 Transport- und Lagerbehältern mit hochaktivem Abfall aus Sellafield, von Glaskokillen mit mittelaktivem Abfall aus LaHague sowie von Brennelementen aus dem KKM. In der Konditionieranlage wurden grosse Mengen verschiedensten Materials angeliefert und konditioniert. Bei der Plasmaanlage fand 2015 eine Verbrennungskampagne im Frühling statt. Die für das Jahr 2015 bilanzierten Abgaben des ZZL 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.



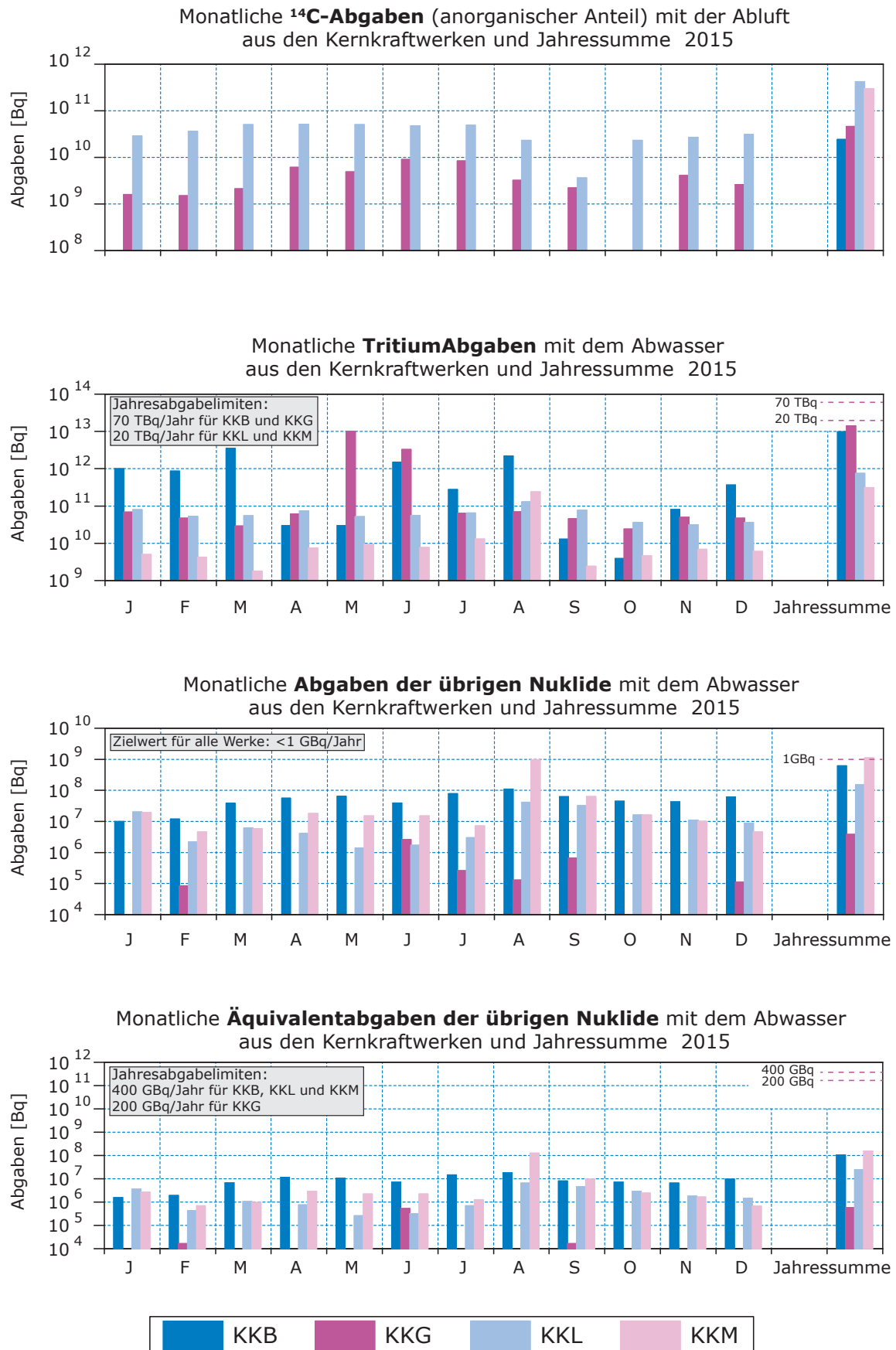
Figur 1a:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und mit dem Abwasser in den letzten fünf Jahren (2011 bis 2015) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten.

Angegeben ist für die jeweilige Nuklidgruppe und den Abgabepfad die Jahressumme der bei den einzelnen bilanzierenden Messungen durch die Kernkraftwerke ausgewiesenen Aktivitätsabgaben. Die Edelgasbilanzierung im KKB und im KKG basiert auf Beta-Totalmessungen. Für die Umrechnung in die für den Vergleich mit den Abgabelimiten notwendigen Edelgas-Abgabeäquivalente wurde in diesen Fällen ein konservatives Nuklidgemisch angesetzt. Das KKL und das KKM bilanzieren die Edelgase dagegen nuklidspezifisch mittels Gamma-Spektrometriemessungen. Die nuklidspezifischen Messungen liegen häufig unterhalb der Nachweisgrenze. Die gestrichelten Linien bei KKL und KKM stellen eine abgeschätzte obere Grenze der tatsächlichen Abgaben dar, falls die Edelgasaktivitäten jeweils knapp unterhalb der Nachweisgrenze liegen würden.

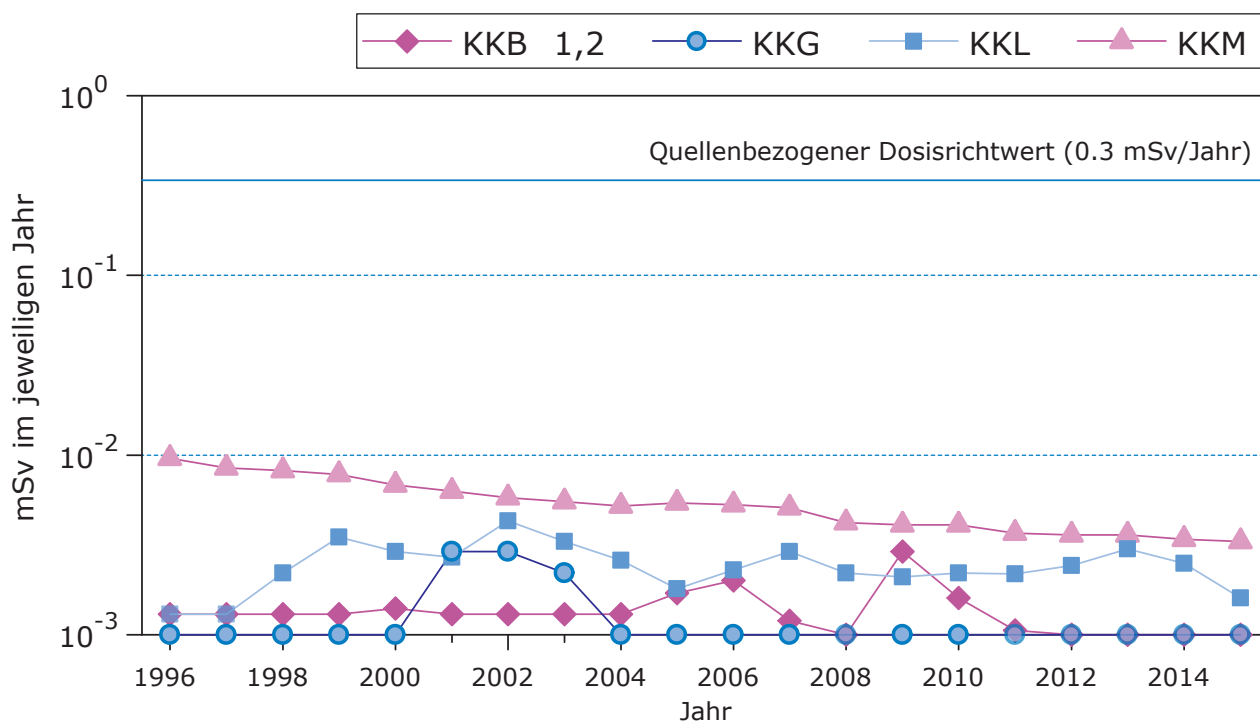


Figur 1b (Teil 1):
Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und das Abwasser im Jahr 2015 aufgeschlüsselt nach einzelnen Monaten.



Figur 1b (Teil 2):

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und das Abwasser im Jahr 2015 aufgeschlüsselt nach einzelnen Monaten.



Figur 2:

Berechnete Dosen für eine «meistbetroffene Person» (Erwachsene) in der Umgebung der schweizerischen KKW. Unter «meistbetroffene Person» versteht man eine fiktive erwachsene Person, die sich dauernd am kritischen Ort aufhält, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort bezieht und nur Trinkwasser aus dem Fluss unterhalb des jeweiligen Kernkraftwerks konsumiert. An diesem Ort ist der Dosisbeitrag durch die Direktstrahlung aus den Kernkraftwerken vernachlässigbar. Werte kleiner als 0.001 mSv werden in der Figur nicht dargestellt.

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2015 für die Kernkraftwerke und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.
(Fussnoten siehe Text)

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 5'200 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	6.2·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	9.9·10 ¹²	9.9·10 ¹²	7·10 ¹³	14 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	5.6·10 ¹²	1.8·10 ¹²	1·10 ¹⁵	0.2 %	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.4·10 ⁶	-	6·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	1.0·10 ⁶	-	4·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	2.4·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	0.0012
	Dosis total						<0.001	<0.001	0.0012
KKG	Abwasser 7'173 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.3·10 ⁵	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.4·10 ¹³	1.4·10 ¹³	7·10 ¹³	20 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	<3.7·10 ¹²	<4.1·10 ¹²	1·10 ¹⁵	<0.5%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.3·10 ⁵	-	1·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	5.6·10 ⁵	-	7·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	4.6·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001
KKL	Abwasser 13'326 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.5·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	7.5·10 ¹¹	7.5·10 ¹¹	2·10 ¹³	4 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1.4·10 ¹²	7.9·10 ¹¹	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.3·10 ⁷	-	2·10 ¹⁰	<0.1 %	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	3.0·10 ⁸	3.0·10 ⁸	2·10 ¹⁰	1.5 %	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	4.2·10 ¹¹	-	-	-	0.0016	0.0021	0.0035
	Dosis total						0.0016	0.0022	0.0038
KKM	Abwasser 4'875 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.1·10 ⁹	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	3.1·10 ¹¹	3.1·10 ¹¹	2·10 ¹³	1.5 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	3.0·10 ¹⁰	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.7·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	0.0024	0.0023	0.0022
		Iod: ¹³¹ I	3.6·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.3·10 ¹¹	-	-	-	<0.001	0.0011	0.0018
	Dosis total						0.0033	0.0034	0.0041
ZZL	Abwasser 446 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	5.0·10 ⁸	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	9.0·10 ⁸	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	4.5·10 ³	-	1·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	1.0·10 ⁴	-	3·10 ⁷	-	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	2.6·10 ⁸	-	1·10 ¹²	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	7.9·10 ⁸	-	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 2015 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung - (Fussnoten siehe Text).

	PSI Ost				
	Hochka-min	Saphir, Proteus	Forschungs-labor	Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle	Bundes-zwischenlager
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{1,2} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	-	-	-	-	-
β/γ -Aerosole, ohne Iod	$1.0 \cdot 10^7$	-	$2.7 \cdot 10^4$	-	$3.6 \cdot 10^4$
α -Aerosole	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$4.1 \cdot 10^6$	-	-	-	-
Tritium als HTO	$3.0 \cdot 10^{11}$	-	-	$3.8 \cdot 10^{10}$	$2.1 \cdot 10^{10}$
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 Dosisrichtwert⁴	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%

	PSI West			Gesamtanlage des PSI ^{1,2}		
	Zentrale Fortluftanlagen	Injektor II	C-Labor	Abwasser 1'201 m ³	Abluft	Aequivalent-abgaben
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$1.7 \cdot 10^8$	-	$3.7 \cdot 10^7$
Tritium	-	-	-	$6.2 \cdot 10^{11}$	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$1.9 \cdot 10^{14}$	$1.0 \cdot 10^9$	-	-	$1.9 \cdot 10^{14}$	$4.0 \cdot 10^{14}$
β/γ -Aerosole, ohne Iod	$4.4 \cdot 10^{10}$	$2.6 \cdot 10^6$	$4.3 \cdot 10^3$	-	$4.4 \cdot 10^{10}$	-
α -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$1.3 \cdot 10^8$	-	-	-	$1.3 \cdot 10^8$	$3.6 \cdot 10^7$
Tritium als HTO	$7.8 \cdot 10^{11}$	-	-	-	$1.1 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kind 10j	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kleinkinder	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert⁴	4.0 %	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 5.0%	

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2015:

Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben - (Fussnoten siehe Text).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
^3H	$9.9 \cdot 10^{12}$	$1.4 \cdot 10^{13}$	$7.5 \cdot 10^{11}$	$3.1 \cdot 10^{11}$	$6.2 \cdot 10^{11}$	$9.0 \cdot 10^8$
^7Be					$1.8 \cdot 10^5$	
^{22}Na					$2.6 \cdot 10^5$	$1.3 \cdot 10^5$
^{24}Na	$6.5 \cdot 10^6$					
^{35}S					$1.8 \cdot 10^7$	
^{46}Sc					$5.9 \cdot 10^3$	
^{47}Ca					$9.0 \cdot 10^4$	
^{47}Sc					$4.1 \cdot 10^5$	
^{51}Cr			$5.0 \cdot 10^6$	$2.0 \cdot 10^7$		$2.1 \cdot 10^5$
^{54}Mn	$2.5 \cdot 10^6$		$9.4 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^8$	$5.6 \cdot 10^4$	$4.1 \cdot 10^5$
^{56}Co					$4.1 \cdot 10^3$	
^{57}Co	$5.2 \cdot 10^4$				$1.5 \cdot 10^4$	
^{58}Co	$2.2 \cdot 10^7$		$3.0 \cdot 10^6$	$1.1 \cdot 10^8$	$2.4 \cdot 10^3$	
^{59}Fe						
^{60}Co	$7.7 \cdot 10^7$	$8.4 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^8$	$7.4 \cdot 10^8$	$7.6 \cdot 10^6$	$8.4 \cdot 10^6$
^{65}Zn	$9.6 \cdot 10^4$		$8.4 \cdot 10^6$	$5.5 \cdot 10^7$		
^{88}Y					$2.4 \cdot 10^3$	
^{89}Sr	$5.2 \cdot 10^5$	$1.4 \cdot 10^6$		$1.3 \cdot 10^6$		
$^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	$7.5 \cdot 10^5$	$9.4 \cdot 10^5$		$5.1 \cdot 10^5$	$3.8 \cdot 10^7$	
^{95}Nb						
^{95}Zr						
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	$4.0 \cdot 10^6$	$6.8 \cdot 10^4$				
^{99}Mo		$5.5 \cdot 10^5$				
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$3.5 \cdot 10^6$			$2.4 \cdot 10^5$	$5.3 \cdot 10^4$	
^{111}In					$5.6 \cdot 10^5$	
^{122}Sb	$1.2 \cdot 10^6$					
^{124}Sb	$9.5 \cdot 10^7$		$3.5 \cdot 10^6$	$2.2 \cdot 10^6$		$2.4 \cdot 10^5$
^{125}Sb	$4.5 \cdot 10^7$		$1.3 \cdot 10^6$			$2.4 \cdot 10^7$
$^{123\text{m}}\text{Te}$	$2.9 \cdot 10^7$	$6.8 \cdot 10^5$				
^{132}Te	$2.5 \cdot 10^6$	$1.1 \cdot 10^5$				
^{125}I					$9.5 \cdot 10^4$	
^{131}I	$5.1 \cdot 10^6$		$4.1 \cdot 10^6$			
^{132}I						
^{133}I	$9.7 \cdot 10^5$					
^{133}Ba					$4.7 \cdot 10^3$	
^{134}Cs	$2.5 \cdot 10^6$		$2.6 \cdot 10^5$		$2.5 \cdot 10^4$	$1.2 \cdot 10^7$
^{137}Cs	$3.2 \cdot 10^8$		$2.6 \cdot 10^6$	$2.8 \cdot 10^6$	$5.9 \cdot 10^7$	$4.3 \cdot 10^8$
^{140}La						
^{144}Ce	$3.3 \cdot 10^5$					
^{160}Tb					$3.7 \cdot 10^4$	
^{161}Tb					$5.3 \cdot 10^6$	
^{172}Lu					$1.3 \cdot 10^5$	
^{173}Lu					$1.5 \cdot 10^5$	
^{177}Lu					$3.9 \cdot 10^7$	
^{207}Bi					$2.1 \cdot 10^4$	
α -Strahler	*)	$1.5 \cdot 10^5$	$3.5 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^5$		*)
$^{234/238}\text{U}$					$1.5 \cdot 10^5$	
$^{239/240}\text{Pu}$	$5.6 \cdot 10^3$				$4.2 \cdot 10^4$	
$^{238}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$	$2.1 \cdot 10^4$				$4.2 \cdot 10^4$	
^{242}Cm	$2.7 \cdot 10^4$					
$^{243/244}\text{Cm}$	$5.9 \cdot 10^5$					

*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2014 bis und mit dem 3. Quartal 2015

Tabelle 3b:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Edelgase und Iod 2015:

Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Text).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
Gase. Edelgase						
Tritium	$2.9 \cdot 10^{11}$	$4.8 \cdot 10^{11}$	$6.9 \cdot 10^{11}$	$3.9 \cdot 10^{10}$	$1.1 \cdot 10^{12}$	$7.9 \cdot 10^8$
^{11}C					$2.9 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$2.4 \cdot 10^{10}$	$4.6 \cdot 10^{10}$	$4.2 \cdot 10^{11}$	$3.3 \cdot 10^{11}$		
^{13}N					$3.0 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$1.2 \cdot 10^{14}$	
^{18}F					$9.3 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$1.5 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar			$1.7 \cdot 10^9$		$4.9 \cdot 10^{12}$	
^{85}Kr						
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$5.4 \cdot 10^{10}$		$2.2 \cdot 10^{10}$			
^{87}Kr						
^{88}Kr	$8.9 \cdot 10^{10}$					
^{127}Xe					$5.5 \cdot 10^7$	
^{133}Xe	$4.8 \cdot 10^{12}$		$3.2 \cdot 10^{11}$			
^{135}Xe	$6.5 \cdot 10^{11}$		$4.5 \cdot 10^{11}$	$1.9 \cdot 10^9$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$5.9 \cdot 10^{11}$			
^{138}Xe			$3.3 \cdot 10^{10}$			
EG-Aequiv.				$2.8 \cdot 10^{10}$		
EG: β -total		$< 3.7 \cdot 10^{12}$				
Andere						
Iod						
^{123}I					$7.9 \cdot 10^7$	
^{124}I					$1.9 \cdot 10^6$	
^{125}I					$4.9 \cdot 10^7$	
^{131}I	$1.0 \cdot 10^6$	$5.6 \cdot 10^5$	$3.0 \cdot 10^8$	$3.6 \cdot 10^6$	$3.0 \cdot 10^5$	
^{133}I	$4.2 \cdot 10^6$			$1.0 \cdot 10^7$		

Tabelle 3c:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Aerosole 2015:

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

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
⁷ Be						
²⁴ Na						
³⁸ S					2.3·10 ⁹	
³⁹ Cl					9.4·10 ¹⁰	
⁵¹ Cr		2.2·10 ⁴				
⁵⁴ Mn			5.3·10 ⁴	1.6·10 ⁵		
⁵⁷ Co		7.6·10 ³				
⁵⁸ Co				1.5·10 ⁵		
⁶⁰ Co			2.2·10 ⁵	1.1·10 ⁶	2.5·10 ⁶	2.2·10 ²
⁶⁵ Zn				2.4·10 ⁵		
⁷⁵ Se					2.7·10 ⁴	
⁷⁷ Br					1.4·10 ⁷	
^{80m} Br					1.3·10 ¹⁰	
⁸² Br					9.2·10 ⁸	
⁸⁹ Sr			8.5·10 ⁵			
⁹⁵ Nb		6.5·10 ³				
^{99m} Tc					1.3·10 ⁶	
¹⁰³ Ru		2.5·10 ³				
¹⁰⁶ Ru		1.9·10 ⁴				
^{110m} Ag		1.8·10 ⁴				
^{123m} Te						
¹²⁵ Sb						
¹³¹ I (Aerosol)			8.4·10 ⁶			
¹³⁴ Cs						
¹³⁷ Cs				7.3·10 ⁴		
¹⁴⁰ Ba			2.1·10 ⁶			
¹⁴⁰ La			1.7·10 ⁶			
¹⁴¹ Ce		3.3·10 ³				
¹⁴⁴ Ce		4.8·10 ⁴				4.3·10 ³
¹⁸¹ Re					1.1·10 ⁸	
¹⁸² Re					3.8·10 ⁸	
¹⁸³ Re					1.8·10 ⁷	
¹⁸² Os					2.1·10 ⁷	
¹⁸³ Os					3.9·10 ⁸	
^{183m} Os					8.1·10 ⁸	
¹⁸⁵ Os					2.7·10 ⁷	
¹⁸⁵ W					9.2·10 ⁸	
¹⁹¹ Pt					4.8·10 ⁶	
¹⁹² Au					1.1·10 ¹⁰	
¹⁹³ Au					1.4·10 ⁸	
¹⁹⁴ Au					4.6·10 ⁶	
¹⁹² Hg					9.4·10 ⁸	
^{193m} Hg					3.8·10 ⁸	
¹⁹⁴ Hg					4.6·10 ⁶	
¹⁹⁵ Hg					2.9·10 ¹⁰	
^{195m} Hg					1.3·10 ⁸	
^{197m} Hg					1.5·10 ⁸	
²⁰³ Hg					9.0·10 ⁶	
Nicht spezifizerte	1.4·10 ⁶					
α -Aerosole	1.7·10 ⁴	4.6·10 ⁴	6.3·10 ⁴	2.7·10 ⁴		1.0·10 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. Die Abnahme des dadurch verursachten Dosisbeitrags über die Jahre ist in der Figur 2 deutlich erkennbar. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

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

Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope nachgewiesen 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. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0.1 % der Jahresabgabelimite werden vom ENSI als nicht-relevant betrachtet und werden in der Spalte «Normiert» nicht ausgewiesen (-). Abgaben kleiner tausend Bq werden in der Tabelle 3 nicht aufgeführt.

[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] Abgabelimiten gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) für die Kernkraftwerke unter 0.3 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 6/2013 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.

Emissionen von Kohlenstoff-14 (^{14}C)

Kohlenstoff-14 (^{14}C) ist ein radioaktives Nuklid, welches mit einer Halbwertszeit von 5'730 Jahren unter Aussendung eines β^- -Teilchens in stabilen Stickstoff (^{14}N) zerfällt. Das ^{14}C wird in der oberen Erdatmosphäre auf natürliche Weise gebildet. Dabei treten hochenergetische Teilchen der kosmischen Strahlung in Wechselwirkung mit den Atomen der oberen Atmosphäre und erzeugen über eine ganze Kaskade von Kernreaktionen unter anderem auch langsame Neutronen. Diese wiederum reagieren mit dem Stickstoff und dem Sauerstoff der Atmosphäre und erzeugen dabei ^{14}C . Die natürliche ^{14}C -Produktion und dessen Zerfall sind dabei in der Erdatmosphäre im Gleichgewicht. Zu beachten ist, dass die Dosisrelevanz des ^{14}C in hohem Mass von der chemischen Form abhängt: liegt das ^{14}C anorganisch, das heisst in Kohlendioxid (CO_2) gebundener Form vor, so wird dieser Kohlenstoff über Photosynthese in die Pflanze aufgenommen, gelangt damit in die Nahrungskette und wird über den Verzehr von Nahrungsmitteln (Ingestion) in den menschlichen Körper aufgenommen. In organischen Verbindungen eingebautes ^{14}C , z.B. in der Form von Methan (CH_4) gelangt nicht in die Nahrungskette, sondern kann nur durch Einatmen (Inhalation) in den menschlichen Körper gelangen. Bei gleicher ^{14}C -Konzentration in der Luft ist aber der Dosisbeitrag durch Inhalation um Grössenordnungen kleiner als derjenige durch Ingestion. Da CH_4 in der Atmosphäre eine mittlere Lebensdauer von vielen Jahren hat, ist nur anorganisch vorliegendes ^{14}C in der Form von CO_2 dosisrelevant.

Neben den natürlich ablaufenden Mechanismen, durch welche ^{14}C entsteht, gibt es eine Reihe von künstlichen Prozessen, durch welche die ^{14}C -Konzentration in der Umgebung lokal oder global erhöht wird. Als wichtigstes Beispiel sind hier die oberirdischen Atomwaffentests in den späten 50er und den 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts zu nennen, durch welche sich die ^{14}C -Konzentration in der Atmosphäre kurzzeitig nahezu verdoppelte. Seit dem Verbot der oberirdischen Atomwaffentests Mitte der 60er-Jahre nahm die ^{14}C -Aktivitätskonzentration durch den Eintrag ins Meer kontinuierlich ab und liegt heute wieder etwa auf dem ursprünglichen Niveau vor 1950 (vgl. dazu Kapitel 7.1).

Auch in Kernkraftwerken wird über dieselben Reaktionen mit Neutronen wie in der Atmosphäre ^{14}C produziert, d.h. aus Sauerstoff im Oxid-Brennstoff und im Kühlmittel (^{17}O , n- α -Reaktion) und aus Stickstoffverunreinigungen im Brennstoff und Kühlmittel (^{14}N , n-p-Reaktion). Die Produktionsrate ist dabei primär vom Neutronenfluss im Reaktor und damit von der Reaktorleistung, aber auch von der

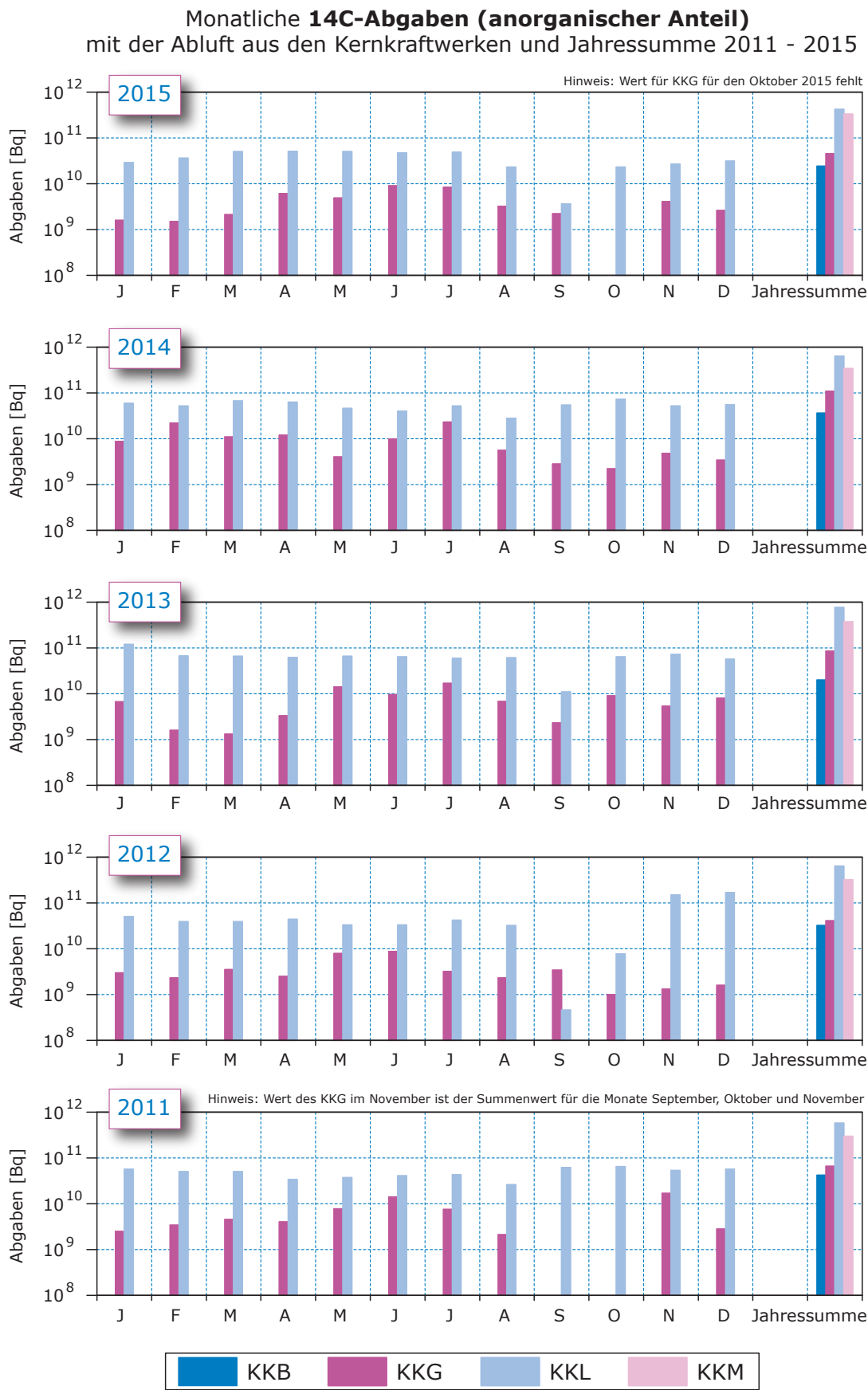
Menge des im Neutronenfeld vorhandenen Sauerstoffs und Stickstoffs abhängig. Die Produktion von ^{14}C ist in einem Siedewasser grösser als die eines Druckwasserreaktors. Dies wird gemäss Studien aus den frühen 1980er Jahren damit in Zusammenhang gebracht, dass der Stickstoffgehalt im Kühlmittel von Siedewasserreaktoren als Folge von Luft-einbrüchen im Kondensator höher ist als in einem Druckwasserreaktor.

Die jährliche Abgabemenge von $^{14}\text{CO}_2$ liegt pro Kernkraftwerk unterhalb von 10^{12} Bq. Diese Abgaben verursachen am Hauptaufschlagpunkt lokal Erhöhungen der ^{14}C -Konzentrationen in der Luft und in den dort wachsenden Pflanzen von bis zu 20% des natürlichen Untergrundwertes. Auf Grund der unterschiedlichen chemischen Verhältnisse im Kühlmittel wird das ^{14}C gemäss Literaturangaben und Messungen in Siedewasseranlagen fast zu 100% in der Form von CO_2 an die Umgebung freigesetzt, während in Druckwasseranlagen erfahrungsgemäss etwa 20-40% der Emissionen in der Form von CO_2 und der Rest in der Form von Methan freigesetzt werden.

Die Figuren 1a und 3 zeigen in den relevanten Teilfiguren den Verlauf der dosisrelevanten, anorganischen ^{14}C -Abgaben aus den Kernkraftwerken über die letzten 5 Jahre. Die jährlichen Schwankungen der Abgaben liegen relativ zum Mittelwert der jeweiligen Anlage in der Grössenordnung von Faktor 2 bis 3 nach oben und unten. Innerhalb der Jahre schwanken die monatlich gemessenen anorganischen ^{14}C -Abgaben etwa um Faktor 5 um den Jahresmittelwert (Figur 3). Bei Druckwasserreaktoren sind die Abgaben während der Revision in der Regel etwas höher als im Normalbetrieb (Öffnen der Systeme, Temperaturwechsel während des An- und Abfahrens). Bei Siedewasserreaktoren sind sie in der Revision selbst deutlich tiefer, danach aber signifikant erhöht, solange der im Kühlmittel gelöste oder eingelagerte Stickstoff noch nicht ausgegast ist.

Vor der Inbetriebnahme des Kernkraftwerks Leibstadt wurde Anfang der 80er Jahre ausführlich diskutiert, ob eine Limitierung des ^{14}C und gegebenenfalls Rückhaltesysteme in den Kernkraftwerken erforderlich sind. Aufgrund der Tatsache, dass die möglichen ^{14}C -Abgaben nach oben durch physikalische Randbedingungen (insbesondere die Reaktorleistung) begrenzt sind und die zu erwartende Dosis deutlich unter $10 \mu\text{Sv}$ pro Jahr liegt, kann auch heute davon abgesehen werden.

Anders sieht die Situation in der Plasmaverbrennungsanlage des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen (ZZL) aus, in der unter anderem auch



Figur 3: Abgaben von anorganischem ¹⁴C der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (für KKG und KKL aufgeschlüsselt nach einzelnen Monaten).

^{14}C -haltige Abfälle verarbeitet werden. Hier sind die Abgaben nicht durch physikalische Randbedingungen begrenzt, sondern von der Anzahl und dem Inhalt der verarbeiteten Abfälle abhängig. Aus diesem Grund sind beim ZZL für die ^{14}C -Abgaben (und für Tritium) formelle Abgabelimiten festgelegt und zusätzlich wurde bestimmt, dass Verbrennungskampagnen für ^{14}C -haltige Abfälle vornehmlich ausserhalb der Vegetationsperioden im Winter zu erfolgen haben.

Das ENSI berücksichtigt bei den Dosisberechnungen (siehe Fig. 2) seit mehr als 20 Jahren die formell nicht limitierten ^{14}C -Abgaben mit, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Die Kernkraftwerke haben in den letzten Jahren die ^{14}C -Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass diese mit den Erfahrungswerten aus der Messkampagne vor etwa dreissig 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. Im Jahr 2015 war das KKB 1 ab dem 13.3 für den Rest des Jahres abgestellt, im Block 2 wurde zwischen dem 14.8 bis zum 23.12 ein langer Revisionsstillstand durchgeführt. Die ^{14}C -Abgaben des KKB bewegen sich trotzdem etwa in der Grössenordnung der Vorjahre (Fig. 3), was darauf hindeutet, dass der Abgabezeitpunkt von ^{14}C weniger von dessen tatsächlichem Produktionszeitpunkt, sondern eher vom Betriebszustand der Anlage (z.B. Stillstand) und den dadurch unterschiedlichen Rückhaltebedingungen abhängt.

Alle Schweizer Kernkraftwerke haben auch 2015 die ^{14}C - und die ^3H -Aktivität in der Abluft gemessen. Der Dosisbeitrag von ^{14}C wurde aus den Messwerten ermittelt. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die ^{14}C -Abgaben aus den schweizerischen Kernkraftwerken zwar im Normalbetrieb der Kernkraftwerke über die Ingestion von Nahrungsmitteln den grössten Beitrag zur Dosis in der Umgebung der Anlagen liefern. Dieser Beitrag liegt aber bei einigen wenigen Prozent des quellenbezogenen Dosisrichtwertes und ist somit radiologisch nicht relevant.

8.2

Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier
A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheits-
inspektorat
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 passiven Dosimetern (Thermolumineszenz-Dosimeter, TLD, und Environmental Direct Ion Storage-Dosimeter, EDIS) in der Umgebung sowie am Arealzaun überwacht. Zusätzlich dazu führt das ENSI vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch. In der Umgebung der Kernanlagen wurden dabei keine signifikanten Erhöhungen der Ortsdosis festgestellt, welche durch den Betrieb der Anlagen verursacht wurde.

Ergebnisse 2015

Die Ortsdosisleistung ist im Nahbereich (beispielsweise am Arealzaun) 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. Weiter 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 $0.28 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf dem maximalen Momentanwert 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 etwa 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 $0.16 \mu\text{Sv/h}$ 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 0.6 mSv) beträgt 0.7 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 0.4 mSv ohne natürlichen Untergrund. Im Jahr 2013 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des PSI ermittelte Wert ca. 0.32 mSv (ohne natürlichen Untergrund von ca. 0.6 mSv).

Beim KKB und KKG 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. Bei beiden Blöcken des KKB wurden im Berichtsjahr der Deckel des Reaktordruckbehälters ausgetauscht. Die alten Deckel des Reaktordruckbehälters wurden dabei durch eine zusätzliche Öffnung im Containment aus dem Reaktorgebäude ausgeschleust und ins Zwischenlager des KKB verbracht. Das ENSI hat diese Arbeiten jeweils mit einer speziellen Messkampagne zur Überwachung der Ortsdosisleistung in der Umgebung der Anlage überwacht; dabei konnten ausserhalb des Betriebsareals keine signifikanten Erhöhungen der Ortsdosisleistung festgestellt werden.

Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) konnte weder aus den stichprobenweise durchgeführten Dosisleistungsmessungen noch aufgrund der am Zaun positionierten TLD und Neutronendosimetern eine signifikante Erhöhung der Ortsdosisleistung festgestellt werden.

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 im Berichtsjahr von allen Anlagen eingehalten.

8.3

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

F. Cartier
B. Bucher
R. Habegger

Eidg. Nuklearsicherheits-
inspektorat
Industriestrasse 19
5200 Brugg

Zusammenfassung

Das MADUK-System umfasst ein **Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke und Einrichtungen zur Übernahme von Anlageparametern (ANPA) und Kaminemissionswerten aus den Kernkraftwerken**. Dieses 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 Dosisleistungswerten im ENSI automatisch angezeigt werden. Bei einem Störfall unterstützt MADUK die Notfallorganisation bei der Bestimmung des betroffenen Gebietes und bei der Einschätzung der möglichen Massnahmen. Zudem trägt MADUK mit einem schnellen Datenaustausch zur erfolgreichen Zusammenarbeit mit den involvierten Behörden bei.

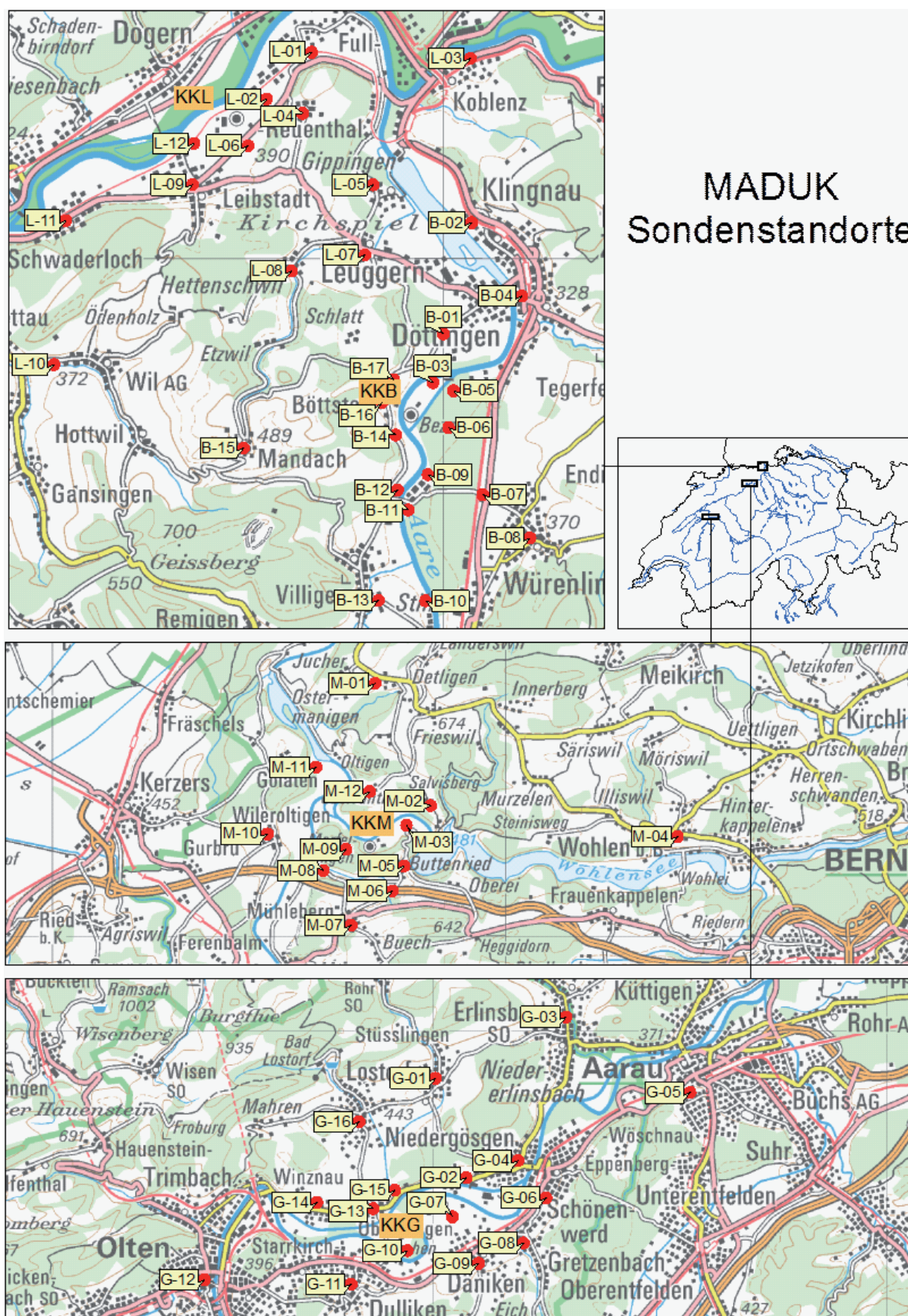
Die Messwerte im Jahr 2015 lagen im üblichen Rahmen wie in früheren Jahren. Alle registrierten Erhöhungen waren auf Washout-Effekte natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Es wurden keine Dosisleistungserhöhungen festgestellt, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückgeführt werden konnten.

Übersicht

Das MADUK-Netz zur automatischen 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 66 Messstationen zählen kann. Die Geiger-Müller-Zählrohre in den MADUK-Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohre) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). 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 JRODOS/LASAT im ENSI. Die Abbildung 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 und in den Kernkraftwerken visualisiert werden. Auf der Internetseite www.ensi.ch unter Notfallschutz/Messwerte Radioaktivität sind alle seit 1994 archivierten Tages-, Stunden- und Zehnminutenmittelwerte der MADUK Stationen abrufbar.



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

Systeminstandhaltung und –ergänzung

Auf die Gesamtnotfallübung im Herbst 2015 hin wurde die Übernahme der Ausbreitungsdaten aus dem neuen Ausbreitungssystem JRODOS/LASAT implementiert und operationalisiert. Die JRODOS/LASAT-Daten ersetzen die bis dahin verwendeten APDPIC-Daten und dienen zur Abklärung und Plausibilisierung von erhöhten Dosisleistungsmesswerten.

Im Dezember 2015 wurde eine neue Web-Applikation lanciert, mit der alle beim ENSI archivierte Messdaten des MADUK-Messnetzes seit 1994 online abgerufen werden können. Die Zehnminuten-, Stunden- und Tagesmittelwerte können entweder als Verlaufskurven dargestellt oder als csv-File heruntergeladen werden (www.ensi.ch/de/themen/messwerte-um-schweizer-kkw).

Aufgrund von gehäuften Defekten an Messsonden reichte das vorhandene Ersatzmaterial nicht mehr aus, die defekten Sonden zeitgerecht zu ersetzen. Deshalb wurden drei zusätzliche Messsonden beschafft.

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 wiederum eine hohe Verfügbarkeit. Im Berichtsjahr führten vor allem geplante Unterhaltsarbeiten zu längeren Unterbrüchen. Bei KKB1 (21. März bis 27. Mai) und KKB2 (24. August bis 28. Oktober) wurden wie vorgesehen während der langen Stillstände die Anlageninformationssysteme erneuert und die Schnittstelle zum ENSI angepasst. Zudem kam es aufgrund von weiteren Unterhaltsarbeiten bei KKB1 und KB2 insgesamt zu Unterbrüchen von 71.1 Stunden und bei KKG von 13.8 Stunden. Nach Zuschaltungstests von Simulatordaten führten Softwareprobleme bei Erfassungsrechnern des ENSI zu Unterbrüchen von zweimal 3.7 Stunden bei KKG und 19.8 Stunden bei KKL. Der Ausfall eines Servers bei KKM führte zu einem Unterbruch von 22.8 Stunden.

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Störungen an den MADUK-Messstationen mit Störungsdauer, Dauer des permanenten Datenverlustes und Ursache der Störung.

Tabelle 1:

Auflistung der Störungen bei den MADUK-Messstationen.

Station	Störungsdauer [h]	Permanenter Datenverlust [h]	Ursache
B-01	29.5	29.5	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
B-01	92.8	92.8	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
B-01	146.0	146.0	Korrupte lokale Datenbank des Datenloggers
B-04	805.4	805.4	Defekte Messsonde (fehlendes Ersatzmaterial)
B-05	66.0	66.0	Umbauarbeiten am Stationsstandort
B-05	1.0	1.0	Batteriewechsel
B-09	6.0	6.0	Defekte Messsonde
B-12	11.7	11.7	Defekte Messsonde
B-15	64.5	64.5	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
B-15	1361.5	1361.5	Defekte Messsonde (fehlendes Ersatzmaterial)
B-16	30.0	30.0	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
G-05	1.8	1.8	Defekte Messsonde
L-01	12.5	12.5	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
L-03	12.6	12.6	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
L-04	42.0	42.0	Defekte Messsonde
L-06	34.4	34.4	Blockierter Datenlogger
L-07	23.3	23.3	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
L-12	12.6	12.6	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger
M-07	33.3	33.3	Kommunikationsstörung, blockierter Datenlogger

Die Stationselektronik lief auch im 2015 grösstenteils zuverlässig. Es wurden jedoch vermehrt blockierte Datenlogger nach kurzen Unterbrüchen in der Kommunikation festgestellt. Das Fehlerbild liess sich jedoch in der Teststation nicht nachproduzieren. In der zweiten Jahreshälfte waren in kurzer Zeit mehrere Defekte an Messsonden zu verzeichnen, die teilweise durch Dritte verursacht wurden. Für zwei Standorte war in der Folge kein Reservematerial verfügbar. Zudem verzögerten sich die Reparaturen und Ersteinrichtungen der Messsonden, sodass bei den Stationen B-04 und B-15 sehr lange Ausfälle zu verzeichnen waren. Da dies bereits 2014 einmal der Fall war, wurden Ende 2015 zusätzlich drei Messsonden als Redundanz beschafft.

2015 waren überdurchschnittlich viele Kommunikationsunterbrüche zu den Messstationen zu verzeichnen, deren Ursachen nicht immer festgestellt werden konnten. Der längste Kommunikationsunterbruch von 587 Stunden war auf Umbauarbeiten bei der Station B-01 nach Besitzerwechsel des Standortes zurückzuführen. Nach erneuten Kommunikationsproblemen bei der Station L-05 wurde Mitte Juli ein Technologiewechsel vorgenommen. Seither läuft die Kommunikation zur Station stabil. Bei der Station B-10 führten defekte Router zu Unterbrüchen von 111 und 90 Stunden. Schliesslich wurde nach weiteren gehäuften Unterbrüchen die Leitung ersetzt. Weitere defekte Router mussten bei den Stationen B-01 und B-15 ersetzt werden. Ein Leitungswechsel erfolgte bei der Station B-16 (75 Stunden Unterbruch). Bei der Station L-10 verursachte ein defekter Baustein in der Fernmeldezentrale einen Unterbruch von 154 Stunden. Bei allen Kommunikationsstörungen konnten die Daten nachträglich lückenlos archiviert werden.

Im Berichtsjahr lag die gemäss Managementhandbuch des ENSI bestimmte Systemverfügbarkeit bei 98.9% (Verfügbarkeit der ANPA- und EMI-Daten eingerechnet). Die Verfügbarkeit der Dosisleistungsdaten aller MADUK-Stationen im Archiv betrug 99.85%.

Qualitätssicherung

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

In Anlehnung an die «Empfehlungen zur Sicherstellung der Messdatenqualität von Umgebungsdosismetriesystemen» der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität 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 Funktionstests geprüft. Bei den Genauigkeitstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer ^{137}Cs -Quelle werden bei jeder Sonde während ca. 40 Minuten erhöhte Werte 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 2015 wurden zwei Funktionsprüfungen durchgeführt. Dabei erfüllten alle Sonden die Prüfkriterien.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden an den MADUK-Sondenstandorten Messungen mittels in-situ-Gammaspektrometrie durchgeführt. Bei diesen in-situ-Messungen wird der Gehalt an radioaktiven Nukliden im Boden bestimmt, daraus die Dosisleistung bestimmt und mit den Messwerten der Vorjahre verglichen. 2015 wurden Messungen bei den Sonden der Messringe Gösgen und Leibstadt durchgeführt. Die Messwerte lagen an allen Messorten im Bereich der früheren Jahre. Es wurden keine Untersuchungsschwellen verletzt.

Messergebnisse

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

Die jährliche Überprüfungskampagne der NADAM Sonden an den Standorten, an denen auch eine MADUK-Station in Betrieb ist, führte 2015 bei keiner MADUK-Sonde zu wesentlichen Erhöhungen der Messwerte.

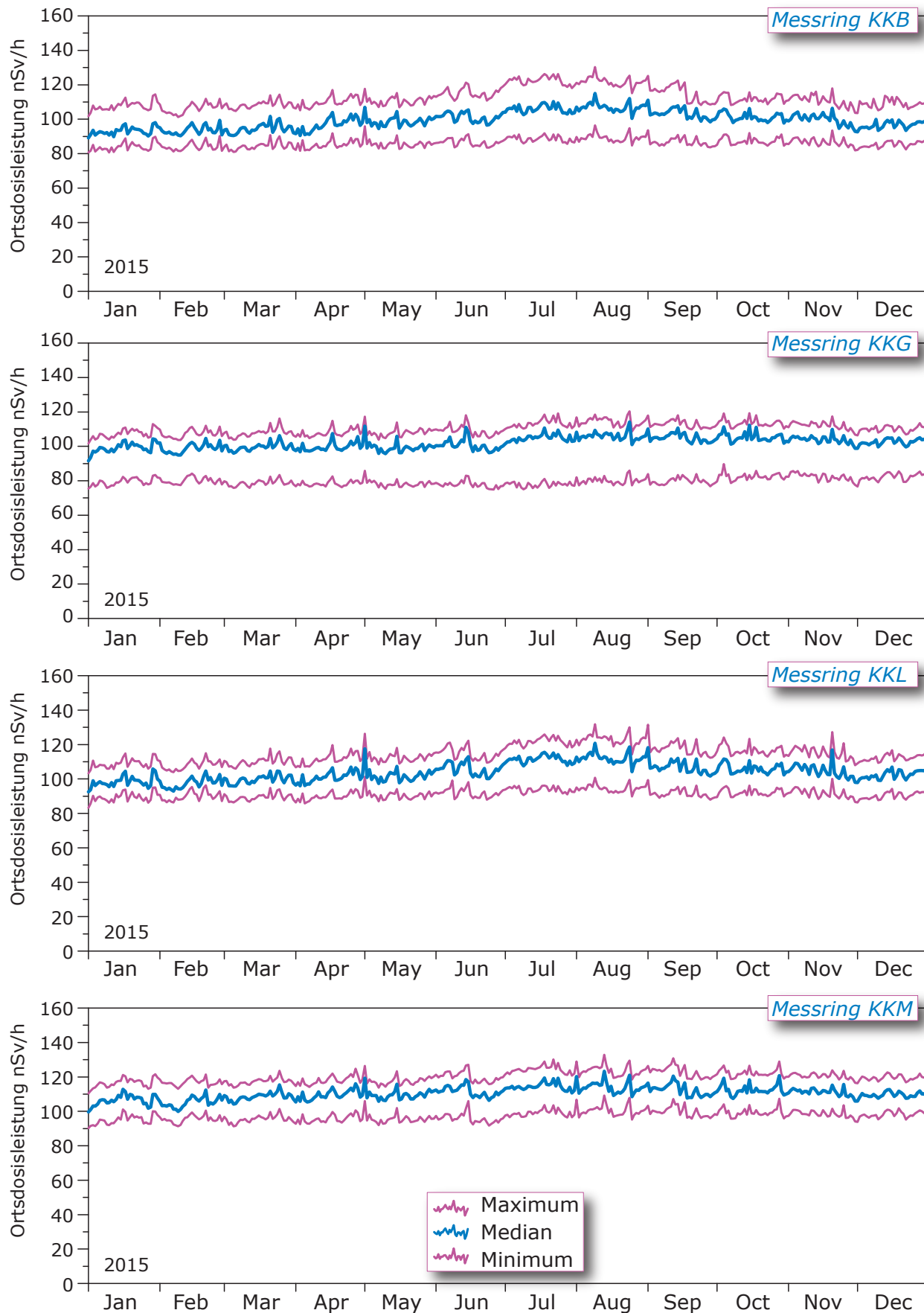
In der Tabelle 2 sind alle Ereignisse aufgelistet, bei denen der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h überschritten wurde. Alle registrierten Erhöhungen waren auf lokal begrenzte Starkregen und deren Washout-Effekte zurückzuführen. Ein Zusammenhang mit dem Betriebsverhalten der Kernanlagen konnte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

Tabelle 2:

Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2015.

Datum	Station	Dauer [h]	Max. NDL [nSv/h]	Max. ODL [nSv/h]
23.1.2015 01:00	L-02	1.2	100	202
18.8.2015 22:30	B-13	0.7	76	217

Die Figur 2 zeigt die Maxima, die Minima und die Medianwerte der Tagesmittelwerte der jeweiligen Messringe im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke.



Figur 2:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG, KKL und KKM.

8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

J. Eikenberg
M. Jäggi
M. Rüthi
I. Zumsteg
Paul Scherrer
Institut
5232 Villigen

Zusammenfassung

Seit 1997 führt das PSI im Rahmen der Immissionsüberwachung Radionuklidmessungen an Waldbodenproben und Staubfangplatten aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Das Vaseline auf den Staubfangplatten wird γ -spektrometrisch ausgewertet, wobei anthropogene Radionuklide wie ^{241}Am und ^{137}Cs sowie natürliche Radionuklide wie ^7Be , ^{210}Pb gemessen werden. Bei den Bodenproben folgt nach der γ -spektrometrischen Messung eine radiochemische Trennung zur Bestimmung von α - und β -Strahlern (^{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. 20-60 Bq/kg (2015). Diese Abnahmen sind mit dem radioaktiven Zerfall (Halbwertszeit von ^{137}Cs beträgt 30.17 Jahre) und mit einer begrenzten Aufenthaltszeit in der oberen Bodenschicht zu erklären. Die Abnahmen für die anthropogenen Radioisotope ^{90}Sr und $^{239+240}\text{Pu}$ sind ähnlich signifikant, zumal diese Radionuklide schon sehr viel früher (Beginn der 60iger Jahre des zwanzigsten Jahrhunderts) als Fallout der A-Bombentest in die Bodenschichten eingetragen wurden. So sanken die Aktivitätskonzentrationen für ^{90}Sr von 6-10 Bq/kg (1997) auf 1-3 Bq/kg und diejenigen für $^{239+240}\text{Pu}$ von 0.4-0.9 Bq/kg (1997) auf 0.1-0.7 Bq/kg im Jahr 2015. 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. 60 Jahren zuzuschreiben sind. In den Bodenproben wurden neben den anthropogenen Radionukliden auch typische Aktivitätskonzentrationen der U- und Th-Zerfallsreihen von 20-40 Bq/kg über die Gammastrahlung der Zerfallsprodukte von ^{226}Ra und ^{228}Ra nachgewiesen. Für das ebenfalls natürlich vorkommende Radioisotop ^{40}K wurden Aktivitätskonzentrationen zwischen 200 und 400 Bq/kg gemessen.

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 des ZWILAG angebracht. Diese Platten werden monatlich ausgewechselt und die Konzentrationen Photonen-emittierender Radioisotope ^{241}Am , ^{137}Cs bestimmt.

Radiochemische Trennmethoden (Boden)

Nach der Probenerhebung werden die Bodenproben zunächst getrocknet, gesiebt und in ca. 30g schwere Aliquots gesplittet. Vor der Analyse werden ^{243}Am - und ^{242}Pu -Tracer hinzu gegeben. Nach der Nass- und Trockenveraschung wird die Probe in 8 M HNO_3 unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in Lösung gehen. Durch die Zugabe von H_2O_2 (Oxidation) beim Auslaugen, liegt das Plutonium vorwiegend als Pu^{4+} vor. Die Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm, aber auch U und Th enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Diese Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonne (Bio-Rad AG 1-X2, 100-200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und HNO_3 -Waschlösungen werden potentiell bei der α -Spektrometrie interferierende Radionuklide abgetrennt, bevor die Pu-Fraktion durch Reduktion von Pu^{4+} zu Pu^{3+} mit einer HI-Lösung eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonne gelaufene Fraktion mit Am und Cm wird über 2 zusammengesteckte Kolonnen geführt, einer U/TEVATM-Kolonne zur Retention von U und Th und einer DGATM-Kolonne, die Am und Cm absorbiert. Die Elution von Am/Cm erfolgt mit einer schwach-salzsäuren NaNO_2 Lösung. Da Am in sehr geringen 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. Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 3 Tage mit hochauflösender α -Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

Das Radionuklid ^{90}Sr (reiner β -Strahler) wird nach dem Leaching und einer Vorkonzentration via Oxalat-Fällung auf einer Sr-SpecTM-Kolonne in 3 M HNO_3 -Medium fixiert und mit verdünnter Salpetersäure eluiert. Das Eluat wird mit der Szintillationsflüssigkeit Ultima GoldTM LLT vermischt und anschliessend im Flüssigkeitszintillationszähler gemessen.



Figur 1:
Staubfangplatte am Zaun des ZWILAG-Areals.

Staubfangplatten

Die 4 Staubfangplatten, eine pro Himmelsrichtung, befinden sich direkt an der Umzäunung des ZWILAG-Areals. 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. ^{131}I , ^{137}Cs und ^{241}Am .

Niederschlag

In einem 14-tägigen Turnus wird das in diesem Zeitraum anfallende Niederschlagswasser aus dem Niederschlagssammler beim ZWILAG-Areal entnommen und ein neuer Probenbehälter platziert. 10 ml dieser Wasserproben werden für die Tritium-Messung verwendet und grossvolumige Monatsmischproben (ideal 6 Liter) werden für die Langzeit Gamma-Spektrometrie genommen. Gemessen werden anthropogene Radionuklide, wie ^{137}Cs für welches bei den Langzeitmessungen über 2 Tage Nachweisgrenzen von 0.03 Bq/Liter erreicht werden.

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 0.1 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 das Spaltprodukt ^{90}Sr etwas höher sind (1-3 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (10–60 Bq/kg). Der Grund hierfür ist der 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. 50 Jahren stammt [1,2]. Tabelle 1 zeigt den Vergleich der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope der letzten Jahre. 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 und im säkularen Gleichgewicht mit ihren langlebigen Mutternukliden stehen. Wenn man die Aktivitätskonzentrationen über die spezifischen Aktivitäten in Massenkonzentrationen umrechnet, ergeben sich für ^{238}U 2-3 ppm und für ^{232}Th 5-9 ppm, d.h. typische Werte für Böden und Gesteine der Erdkruste in der Schweiz.

Tabelle 1:

Wertebereich für anthropogene Fallout-Isotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am und ^{131}I) und natürlich vorkommende terrestrische Isotope (^{226}Ra , ^{228}Ra) im Verlauf der letzten Jahre (2012-2015) in Bodenproben Umgebung ZWILAG. Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

Isotop	2012	2013	2014	2015
^{90}Sr	2 - 4	1 - 3	1 - 3	1 - 3
^{131}I	< 1	< 1	< 1	< 1
^{134}Cs (1)	< 1	< 1	< 1	< 1
^{137}Cs	10 - 80	20 - 60	20 - 60	10 - 60
^{238}Pu	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03
$^{239+240}\text{Pu}$	0.1 - 0.7	0.2 - 0.7	0.1 - 0.7	0.1 - 0.7
^{241}Am	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3
^{226}Ra	20 - 30	20 - 30	20 - 30	20 - 30
^{228}Ra	20 - 40	20 - 40	20 - 40	20 - 40

(1) Die Halbwertszeit von ^{134}Cs beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2012-2015 als Fallout-Isotop nach dem Chernobyl-Ereignis von 1986 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.

Bei den Regenwasserproben werden typischerweise ^3H -Aktivitäts-Konzentrationen von <1–10 Bq/Liter nachgewiesen, mit der Gammaskpektrometrie konnten seit 1997 noch nie anthropogene Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{131}I nachgewiesen werden. Die Nachweisgrenze dieser Radionuklide liegt jeweils bei 0.03 Bq/Liter.

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] 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.

8.5

Les installations nucléaires et l'environnement

S. Estier
P. Beuret
G. Ferreri
A. Gurtner
T. Marti
M. Müller
P. Steinmann
Section radioactivité
de l'environnement
URA / OFSP
3003 Berne

Résumé

Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre dans le cadre de la surveillance de la radioactivité au voisinage des centrales nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (isotopes du cobalt et ^{54}Mn dans les sédiments) de ces installations. 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 et le risque pour la santé peut être qualifié de minime.

Hormis ces quelques exemples, les résultats des mesures environnementales ne diffèrent pas de ceux relevés dans les endroits situés hors de l'influence des installations nucléaires. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) ainsi que de l'accident de Tchernobyl (^{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 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 - 8.3
Air/Aérosols (émetteurs γ)	Ch. 4.1
Précipitations (γ , ^3H)	Ch. 4.1
Milieu aquatique	Ch. 4.4
Mesures in situ	Ch. 3.1
Sol et herbe (γ , ^{90}Sr)	Ch. 4.6
Sol (Pu, ^{241}Am)	Ch. 7.2
^{14}C dans les feuillages	Ch. 7.1
Denrées alimentaires	Ch. 5

Les immissions des centrales nucléaires étant parfois difficilement mesurables dans l'environnement, l'estimation de la dose au public repose avant tout sur les calculs effectués à partir des émissions des installations (voir chapitre 8.1). En effet, les niveaux de radioactivité à la source permettent une détection plus aisée et plus exhaustive des radionucléides rejetés. Leur impact sur l'environnement et l'homme est ensuite déterminé sur la base de modèles de transfert, basés 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.

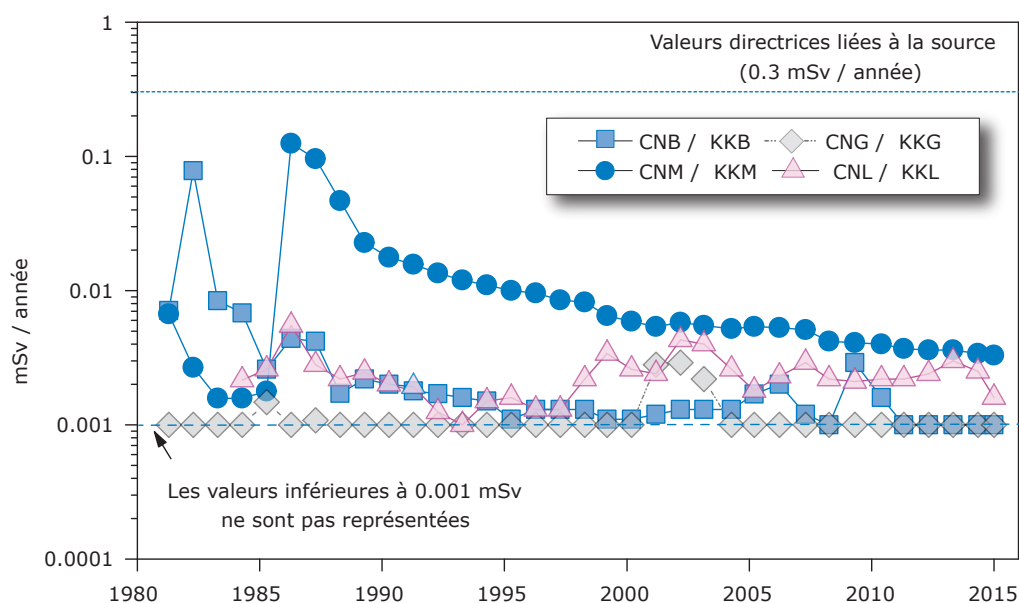
Méthodologie

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.

Résultats

Mesures à la source (émissions)

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 2015 (voir Chap. 8.1).

**Figure 1:**

Dose (calculée) due aux émissions des centrales nucléaires accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales pour chaque année de 1981 à 2015 (données IFSN). La valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris) est représentée à titre de comparaison.

La figure 1 présente l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses. En tenant compte des rejets des années précédentes, ces dernières se sont échelonnées en 2015 entre 0.001 et 0.004 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines contaminées en ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{134}Cs et ^{137}Cs rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis. 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 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 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 réacteurs à eaux bouillantes, à savoir, Leibstadt et Mühleberg, ainsi que, dans une moindre mesure, au PSI (voir Chapitre 8.2). A Mühleberg, l'évaluation des TLD disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation

de la dose annuelle de 0.7 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève à 0.7 mSv/an). La dose annuelle supplémentaire la plus élevée enregistrée à la clôture de la centrale de Leibstadt à l'aide des TLD atteint également 0.7 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel de 0.6 mSv/an). La valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct a ainsi été respectée par toutes les installations en 2015. 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. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

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 1 m 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 Posieux ou Güttingen, situées hors de leur influence.

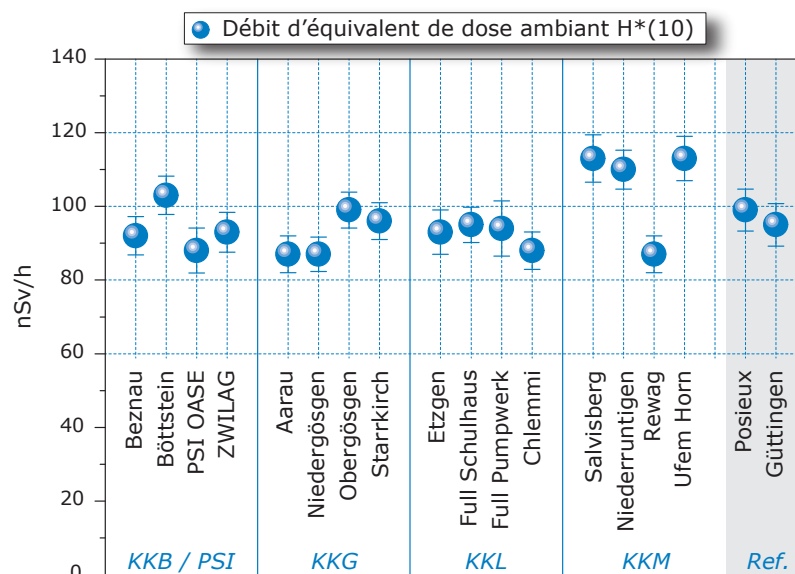


Figure 2:

Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ effectués en 2015 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisé).

Mesures dans le milieu atmosphérique

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

Les résultats 2015 des mesures mensuelles 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 1.6 et 8.3 et entre 0.2 et 2.5 mBq/m³ (mesures OFSP et PSI). Le seul radionucléide d'origine artificielle régulièrement détectés dans l'ensemble des stations est le ^{137}Cs (valeur maximale de $1.8 \pm 0.7 \mu\text{Bq/m}^3$), provenant de la remise en suspension d'anciennes contaminations (essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi que l'accident de Tchernobyl). Ces concentrations sont comparables à celles enregistrées sur les sites de référence.

Des traces de ^{60}Co ont par ailleurs été décelées dans les filtres aérosol du voisinage de la centrale nucléaire de Gösgen en janvier (mesure simultanée de 4 filtres hebdomadaires). La mesure individuelle des filtres hebdomadaires a montré que ce radionucléide n'était présent que durant la période allant du 20.01 au 27.01.2015. L'activité mesurée ($5 \pm 1 \mu\text{Bq/m}^3$) représente 0.0003 % de la valeur limite d'immission dans l'air pour le ^{60}Co . La comparaison avec les rejets déclarés par la centrale nucléaire de Gösgen et le fait qu'aucun autre radionucléide d'origine artificielle ne soit présent sur le filtre laisse penser qu'il s'agit certainement d'une contamination croisée du filtre après prélèvement. En effet, le prélèvement est effectué par un collaborateur de la centrale et l'activité totale présente sur le filtre est de l'ordre de 0.05 Bq de ^{60}Co , qui n'est pas décelable par un moniteur de contamination classique, mais seulement par des mesures spectrométriques très sensibles.

Notons finalement que du ^{24}Na , radionucléide artificiel de courte période (demi-vie de 15h) produit par exemple dans les accélérateurs de particules, a sporadiquement été mesuré sur les filtres à grand débit de la station de Klingnau, située à quelques km de l'Institut Paul Scherrer. La concentration maximale mesurée s'élève à $80 \pm 38 \mu\text{Bq/m}^3$ et ne représente qu'une infime fraction de la valeur limite d'immissions dans l'air fixée dans l'OraP à 100 Bq/m³.

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, le seul émetteur gamma d'origine artificielle dont l'activité spécifique est parfois supérieure à la limite de détection est le ^{137}Cs .

Les résultats des mesures du tritium (^3H) dans les échantillons mensuels de précipitations des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 2. A titre de comparaison, notons que les concentrations de tritium dans les précipitations de la station de référence de Posieux sont restées en 2015 inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l. Les concentrations de tritium enregistrées dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires, du PSI et du ZWILAG sont restées proches des seuils de détection de 1 à 2 Bq/l avec ponctuellement des valeurs plus élevées, notamment au voisinage de Beznau.

Tableau 2:

Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2015.

Lieu	Valeur min/ max	Médiane
	(Bq/l)	(Bq/l)
Niederruntingen * (environs KKM)	< 2 - 2.5	< 2.0
Niedergösgen * (environs KKG)	< 2 - 2.4	< 2.0
Full (environs KKL) *	< 2 - 4.1	< 2.0
Beznau (environs KKB) **	2.8 - 30	3.8
PSI **	< 1.4 - 19.4	2.3
ZWILAG **	< 1.4 - 10.2	2.4

* 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 Berne, ont ainsi mis en évidence en 2015 une augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 154 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 micro-Sv.

L'intérêt des mesures de ^{14}C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout mesuré 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 enregistrés en 2015 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

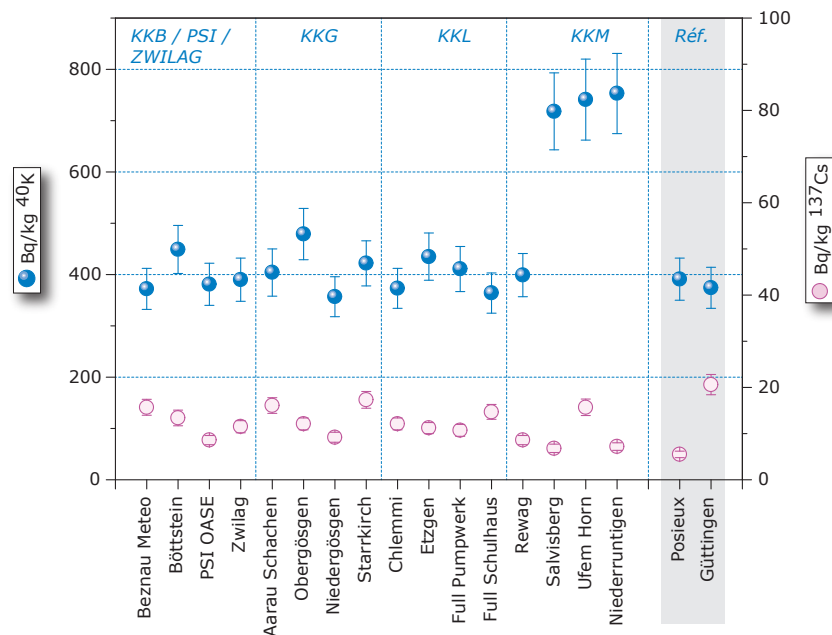


Figure 3:

^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) analysés par l'OFSP en 2015 (couche 0-5 cm). Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisées).

à titre d'exemple les concentrations de ^{40}K et de ^{137}Cs mesurées dans les sols prélevés par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires en 2015. Il est intéressant de remarquer que les concentrations plus importantes de ^{40}K (naturel) mesurées sur trois sites des environs de la centrale de Mühleberg (cf. figure 2) sont responsables des valeurs de débit de dose légèrement plus élevées enregistrées en ces endroits (voir figure 2).

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 de ces mesures confirment que les valeurs enregistrées au voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de celles mesurées sur les sites de référence.

Les denrées alimentaires constituent le prochain compartiment 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, hormis le ^{137}Cs attribuable à d'anciennes contaminations, n'a été décelé dans ces échantillons. Les résultats des me-

sures de ^{90}Sr effectuées par l'Institut de Radiophysique dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ainsi que de fruits et légumes prélevés au voisinage de Leibstadt ne se distinguent pas de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse.

Mesures dans le milieu aquatique

L'EAWAG procède à des analyses mensuelles d'échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin collectés en continu, et de manière proportionnelle au débit, aux stations de Hagneck/BE (en aval de KKM), Klingnau (aval de KKB) et Pratteln (aval KKL). Depuis la réduction significative des rejets par la centrale de Beznau 1, la majeure partie des produits d'activation tels que le ^{54}Mn , le ^{58}Co et le ^{60}Co rejetée dans les eaux fluviales proviennent de la centrale de Mühleberg. Les rejets les plus importants ont eu lieu au mois d'août pendant la période de révision. Toutefois, en 2015, contrairement aux années précédentes aucune trace de ces radionucléides n'a pu être mise en évidence dans les échantillons d'eau de la station de Hagneck; le même constat est valable pour le ^{137}Cs . A Klingnau, en revanche des traces de ^{60}Co ont été mesurées dans les échantillons d'eau de mars et avril, accompagné pour ce dernier, de ^{137}Cs . Les deux valeurs de ^{60}Co étaient toutefois très proches des limites de détection et s'accompagnent d'incertitudes de mesure élevées.

Le ^{137}Cs , également présent dans certains échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, est essentiellement dû à la remobilisation des dépôts de Tchernobyl et des essais d'armes atomiques des années 60; 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 2015 dans les eaux de l'Aar à Brugg/AG ainsi que celles du Rhin prélevées près de Weil/D, en aval de Bâle, sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l à l'exception de la période mai-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.

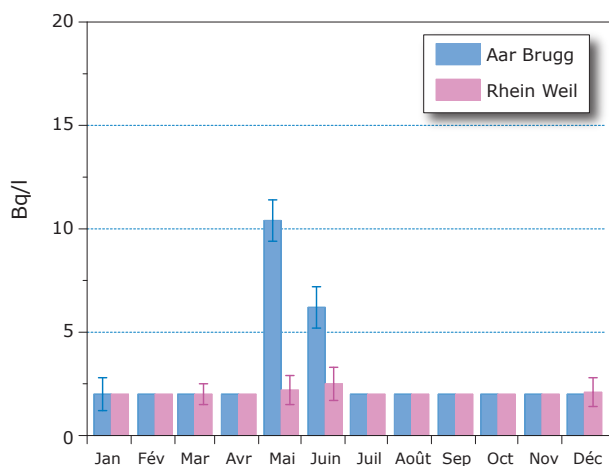


Figure 4: Suivi du tritium dans les échantillons mensuels d'eau de l'Aar à Brugg/AG et du Rhin prélevés à Weil/D en 2015.

Contrairement aux échantillons d'eaux, les traces des rejets liquides de Mühleberg, et en particulier de ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co et même de ^{65}Zn ont pu être mises en évidence dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck, essentiellement pendant et après la période de révision. Dans les échantillons de sédiments prélevés à Klingnau et Pratteln, le ^{60}Co et le ^{54}Mn ne sont présents que de façon sporadique. A noter que le ^{58}Co n'a été décelé qu'à une seule reprise dans les échantillons de sédiments prélevés à Klingnau alors que sa concentration restait inférieure à la limite de détection à Pratteln. Dans cette dernière station en revanche, du ^{65}Zn a pu être mesuré en avril alors que les activités de ce radionucléide sont restées inférieures aux limites de détection dans les échantillons de ce même mois à Hagneck et Klingnau. Ceci s'explique par les rejets en ^{65}Zn par la centrale nucléaire de Leibstadt au cours de ce mois (voir Figure 5 du chapitre 4.4 et chapitre 8.1).

Si le ^{137}Cs se retrouve également dans pratiquement tous les échantillons de sédiment de l'Aar (Hagneck et Klingnau) et du Rhin (Pratteln), il n'existe pas, pour les raisons citées plus haut, de corrélation générale avec les rejets des centrales nucléaires.

Un échantillon de plantes aquatiques a été prélevé dans chacune des stations de surveillance: l'échantillon prélevé à Hagneck (08.10.15) a présenté un marquage en ^{54}Mn (10 Bq/kg) et en ^{60}Co (45 Bq/kg), alors que du ^{54}Mn (9 Bq/kg), du ^{65}Zn (24 Bq/kg) et du ^{137}Cs (3 Bq/kg) a été mesuré dans celui de Klingnau (7.7.2015). Dans l'échantillon de Pratteln (9.10.15) des traces de ^{60}Co (4 Bq/kg), de ^{131}I (13 Bq/kg) et de ^{137}Cs (7 Bq/kg) ont été enregistrées.

Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar et le Rhin en aval de KKM, KKB et KKL en 2015 n'ont pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour la mesure 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)

La surveillance du site de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens effectuée sur mandat de l'OFSP se résument, jusqu'à début 2012, au prélèvement de deux échantillons d'eau, l'un dans le bassin de contrôle (BdC) et l'autre dans la chambre de contrôle (CdC) tous les 15 jours environ. Le bassin de contrôle est un bassin de collecte où sont réunies les eaux de drainage provenant des 9 drains principaux du système de drainage; la chambre de contrôle est située juste avant le rejet dans la Broye (voir Figure 5). Les prélèvements étaient effectués manuellement par un membre du personnel du dépôt de conservation des objets culturels du

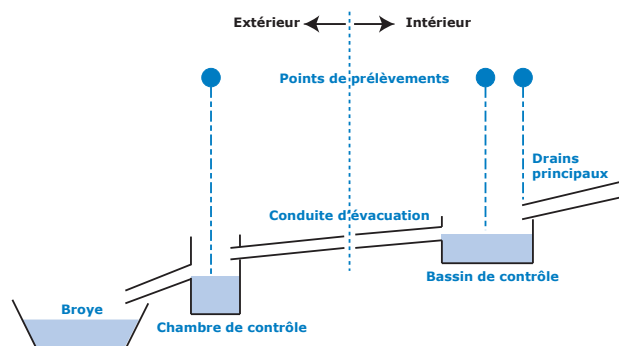


Figure 5: Représentation schématique du système de drainage de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens.

Canton de Vaud, qui occupe maintenant l'ancienne caverne des machines. Les échantillons étaient ensuite envoyés à l'Institut de Radiophysique (IRA) à Lausanne chargé des analyses de la radioactivité (émetteurs gamma, tritium (^3H) et ^{90}Sr) sur mandat de l'OFSP.

Suite aux concentrations accrues de tritium enregistrées dans le système de drainage entre fin 2011 et début 2012 (valeur maximale de 230 Bq/l) des collecteurs automatiques ont été installés en remplacement des prélèvements manuels au printemps 2012. Un programme de surveillance renforcé avait également été mis en place, mais les résultats des mesures complémentaires ayant démontré que l'augmentation d'activité en ^3H était due à un phénomène ponctuel, la surveillance a depuis lors repris son rythme normal (pour les détails concernant cette augmentation et sur les résultats de cette surveillance rapprochée, voir chapitre 8.6 du rapport «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse 2012»).

En 2015, l'IRA a poursuivi ses analyses selon le programme usuel. Pour la mesure des émetteurs gamma et du tritium, les échantillons d'eaux collectés toutes les 4h aussi bien par le collecteur automatique de la CdC que de celui du BdC sont réunis pour former un mélange mensuel pour chaque site. Une aliquote de ce mélange est ensuite envoyée à l'IRA pour analyse. Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence dans ces échantillons en 2015. 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 mélanges mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de la concentration en tritium mesurées en 2015 dans les échantillons du BdC et de la CdC se sont élevées à 6.9 ± 1.0 Bq/l et 6.7 ± 1.3 Bq/l respectivement. Elles se situent ainsi en dessous des valeurs moyennes enregistrées au cours de la période 2001 et 2010 (env. 15 Bq/l), ce qui est attendu compte tenu de la décroissance radioactive.

Pour la mesure du ^{90}Sr , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Aucun échantillon collecté n'a présenté des activités supérieures à la limite de détection de 7 mBq/l.

Conclusions

L'impact radiologique des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été minime en 2015.

Les doses résultant du fonctionnement des centrales nucléaires pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires. Les calculs effectués à partir des rejets effectifs et du rayonnement direct en se basant sur des modèles de transfert jusqu'à l'homme indiquent que l'impact dosimétrique des centrales nucléaires n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an. Les calculs de dose effectués de manière indépendante par le PSI et les autorités de surveillance ont montré que les doses pour la population avoisinante générées par le centre de recherche sont également restées nettement inférieures à la valeur directrice liée à la source fixée à 0.15 mSv/an pour l'ensemble du site PSI/ZWILAG.

Les mesures effectuées dans tous les compartiments environnementaux ont mis en évidence un faible marquage du milieu : la détection du rayonnement direct, du ^{14}C issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue.

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.

8.6 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 Berne

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 la Commission de Sécurité 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 2015 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 minime.

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).

A noter qu'après une longue période d'arrêt pour maintenance (depuis février 2013), le LHC a été progressivement remis en service au printemps 2015. Les installations du CERN étaient donc toutes en fonction au cours de l'année sous revue.

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 2015, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français). En plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée.

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP, ont montré que les doses des photons enregistrées au cours de l'année 2015 correspondent partout

à l'irradiation naturelle (environ 0.2 mSv par trimestre), y compris aux emplacements situés à l'intérieur de la clôture. Les doses des neutrons sont restées faibles ou inférieures à la limite de détection de 0.02 mSv sauf en deux points, situés à l'intérieur de l'enceinte du site de Meyrin, à proximité du synchrotron à protons (PS) et du booster du PS (PSB). Les doses observées restent cependant peu élevées (entre 0.1 et 0.35 mSv par trimestre) par rapport aux valeurs atteintes par le passé (jusqu'à environ 1 mSv au point 11). Notons que les doses des neutrons enregistrées au premier trimestre 2015 sont restées proches de l'irradiation naturelle, en raison des faibles intensités des faisceaux durant cette période.

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en septembre 2015 sur 9 sites du voisinage proche du CERN et 9 sites distants n'ont par ailleurs montré aucune influence du centre de recherche sur l'exposition ambiante due au rayonnement gamma. Les valeurs du débit d'équivalent de dose ambiant ($H^*(10)$) pour les gammas se sont échelonnées entre 85 et 106 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes: 97 ± 3 nSv/h; moyenne des sites distants 97 ± 7 nSv/h).

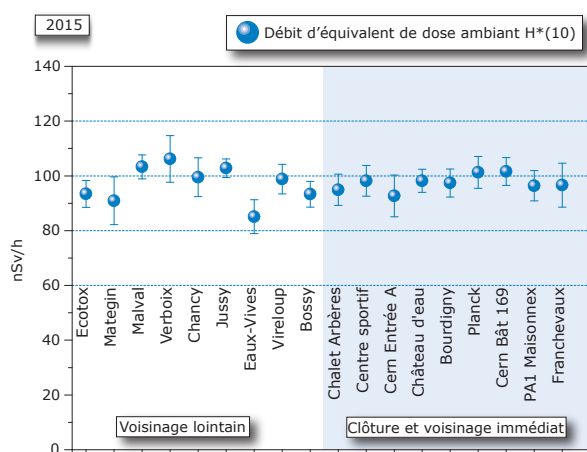


Figure 1: Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2015 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

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 2015. 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 50-60 mBq/m³ 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 ne montre toutefois pas de différence notable entre les concentrations de ^7Be mesurées en 2015 dans les filtres aérosols de la station du CERN et celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence.

Tableau 1:

Concentrations du ^7Be mesurées en 2015 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)	1.2 - 6.1	3.6
Posieux/FR	1.3 - 7.0	3.7
Klingnau/AG	1.1 - 7.5	3.6
Güttingen/TG	1.1 - 6.3	3.4
Cadenazzo/TI	1.7 - 6.8	4.2

Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, ont été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre 0.1 et 0.7 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

En ce qui concerne les radioéléments d'origine artificielle, 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, comme partout en Suisse, été détectées à plusieurs reprises, mais les activités sont restées inférieures à 1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

Les seuls radioisotopes attribuables aux activités du CERN sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols en 2015 sont le ^{24}Na et le ^{131}I (valeurs comprises entre 18 ± 15 et 410 ± 180 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ et entre 0.3 ± 0.2 et 1.1 ± 0.4 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ 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).

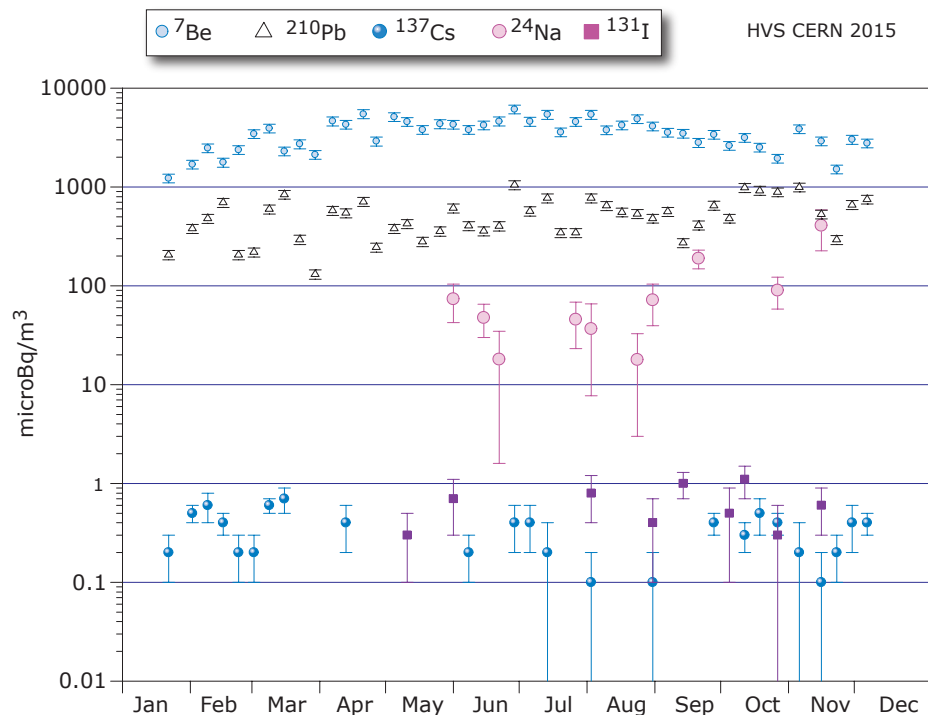


Figure 2:

Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2015.

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 2015 pour ces radionucléides ne représentent qu'environ 0.0004 % (pour le ^{24}Na) et 0.00004 % (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.

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.

L'analyse d'un échantillon de terre prélevé dans l'enceinte du CERN, sur le site de Meyrin, a toutefois révélé la présence de traces de produits d'activation tels que ^{22}Na , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{134}Cs et ^{152}Eu . Les prélèvements ont été répétés et les résultats ont confirmé la présence localisée de ces radionucléides (valeurs maximales : 36.4 ± 0.9 Bq/kg pour le ^{22}Na , 4.4 ± 0.4 Bq/kg pour le ^{54}Mn , 9.8 ± 0.4 Bq/kg pour le ^{60}Co , 0.6 ± 0.1 Bq/kg pour le ^{134}Cs et 25.6 ± 0.7 Bq/kg pour le ^{152}Eu). Il s'avère que des travaux souterrains ont été effectués pour renforcer un blindage près d'une ligne de faisceau ; la terre excavée à cet endroit et dont certains éléments avaient été activés lors du fonctionnement des accélérateurs a été entreposée durant les travaux puis remise à son emplacement initial. La terre échantillonnée provient d'un reliquat de la terre entreposée. Si les radionucléides détectés sont bien attribuables aux activités du CERN, il est à noter que toutes les activités mesurées sont bien inférieures aux limites d'exemption (au maximum 1 % de LE par radionucléide) et que la terre contenant ces produits d'activation n'a pas été utilisée en dehors de l'enceinte

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 2015 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN : la figure 3 montre en effet que les valeurs mesurées au voisinage proche du centre de recherche sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tels que Posieux/FR ou Göttingen/TG (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au chapitre 3.1).

Les analyses en laboratoire sur des échantillons de sol, d'herbes et autres produits locaux prélevés au voisinage proche (mais en dehors de l'enceinte) du centre de recherche ont confirmé ce constat. Les résultats sont typiques de ceux obtenus dans

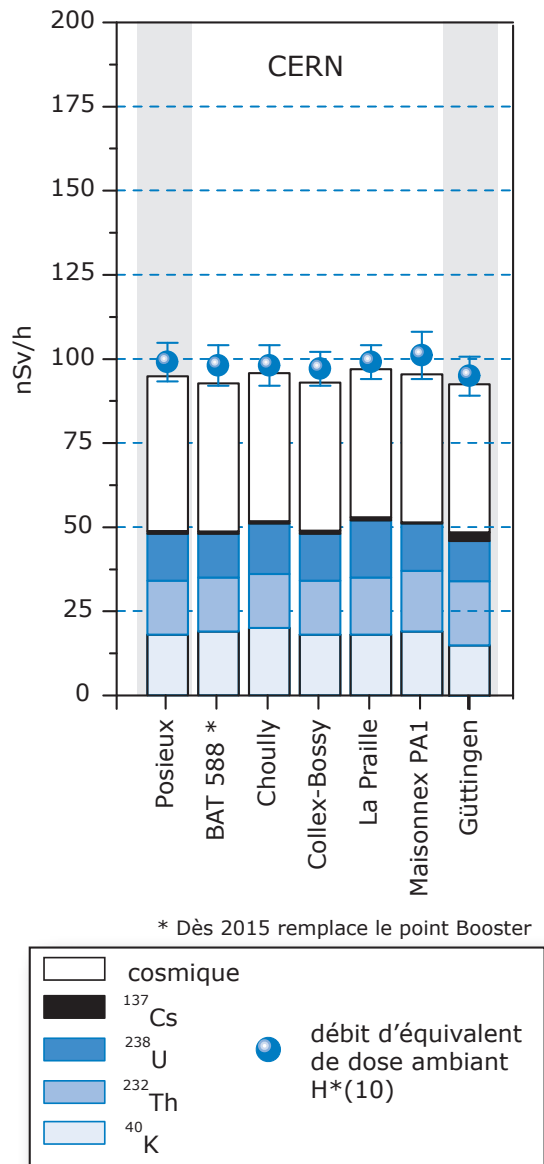


Figure 3 :

Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2015, et comparaison avec les résultats obtenus à Posieux/FR et Güttingen/TG.

du centre de recherche et en grande partie remplacée à son emplacement initial à plusieurs mètres de profondeur. Le risque pour la santé de la population et pour l'environnement lié à la présence de ces produits d'activation au voisinage des lignes de faisceau est donc négligeable, mais montre que les activités du CERN peuvent conduire à un marquage de l'environnement.

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, à l'exception de rares traces de ¹³⁷Cs, provenant de l'érosion des sols anciennement contaminés. Les concentrations en tritium dans ces échantillons étaient par ailleurs toutes inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l. Ce constat s'applique également aux concentrations de tritium des échantillons mensuels d'eau du Nant d'Avril.

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 a fait l'objet d'un rapport spécifique¹.

Entre le 14 novembre 2014 et le 11 novembre 2015, 23 échantillons d'eau ont été prélevés (échantillonnage proportionnel au débit effectué à l'aide d'un collecteur automatique) avec une intégration des prélèvements de 6 à 22 jours. Suite à une panne de l'échantillonneur, la période du 26 février au 6 mars 2015 est manquante. En dehors du ⁴⁰K et des isotopes des séries primordiales (²³⁸U, ²³⁵U, ²³²Th), seuls 3 radioisotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau brute (non filtrée) prélevés dans le Nant d'Avril. Les activités maximales sont celles du ⁷Be (maximum de 0.46 ± 0.04 Bq/l enregistré en juin), avec une moyenne de 0.17 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 m³/période) par l'activité spécifique du radionucléide. Le flux annuel estimé de ⁷Be pour la période 2014-2015 est ainsi de 980 MBq au minimum et de 1'130 MBq au maximum et se situe dans la fourchette inférieure des valeurs enregistrées au cours des périodes précédentes.

Le deuxième radionucléide mis en évidence dans les eaux du Nant d'Avril est le ¹³⁷Cs (maximum de 2.9 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 ¹³⁷Cs provient de l'érosion des sols, qui entraîne des particules contaminées par les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère et de la catastrophe de Tchernobyl.

¹ J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport N°16 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2014 – Novembre 2015; Institut F.-A. Forel (Décembre 2015).

D'infimes traces de ²²Na ont été décelées dans les eaux du Nant d'Avril entre janvier et mai, mais à des activités trop proches de la limite de détection pour être quantifiées. Comme le ⁷Be, le ²²Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique, mais peut également être produit par les installations du CERN. Très peu de données récentes sont disponibles sur les flux naturels de ²²Na. Ce radionucléide n'avait pu être détecté en 2013, alors que les installations étaient complètement à l'arrêt, alors qu'il avait régulièrement été mis en évidence au cours des années antérieures. Ces résultats tendent à confirmer l'hypothèse faite les années précédentes, attribuant l'origine de ce radionucléide dans les échantillons d'eaux du Nant d'Avril aux activités du CERN.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de ⁷Be et de ¹³⁷Cs dans tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 2. Aucun autre émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être décelé dans les échantillons de sédiments au cours de la période sous revue.

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 2014 à novembre 2015 (13 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
⁷ Be	338 - 1'002	632	567
¹³⁷ Cs	3.3 - 10.0	5.8	6.2

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 sont par ailleurs prélevés une fois par an aux 8 principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par l'Institut Forel. Les activités spécifiques mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées, en 2015, entre 96 et 737 Bq/kg pour le ⁷Be et entre 4.1 et 17.0 Bq/kg pour le ¹³⁷Cs. Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en ⁷Be variant entre < 330 et 2'447 Bq/kg et entre 3.4 et 13.5 Bq/kg pour le ¹³⁷Cs. La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus en 2005, 2006 et 2008 alors que le LHC n'était pas encore en fonction (programme point zéro LHC) ne montre pas la présence de nouveaux radioisotopes ni d'augmentation significative des radionucléides présents.

En résumé, si l'on exclut le ⁷Be, puisque les résultats des mesures effectuées ne peuvent mettre en évidence une origine anthropique, le seul radionucléide attribuable aux activités du centre de re-

cherche décelé sous forme de traces non quantifiables dans le milieu aquatique en 2015 est le ²²Na dans les eaux. Les radioéléments produits par les installations du CERN tels que ⁵⁴Mn, ⁵⁷Co, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, mis en évidence par le passé dans le Nant d'Avril, n'ont été retrouvés ni dans les eaux, ni dans les sédiments, ni dans les bryophytes durant l'année sous revue.

Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec l'institut F.-A. Forel, a montré que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante a été minime en 2015.

L'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La détection de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN, comme le ²⁴Na et le ¹³¹I dans l'air et le ²²Na dans l'eau ou encore de produits d'activation dans la terre à proximité des lignes de faisceau, 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 mesurées dans l'environnement ne représentent en effet que d'infimes fractions des valeurs limites fixées par la législation suisse en radioprotection.

8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

F. Malacrida
P. Vojtyla
 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, pour 2015, l'Organisation a respecté la limite de 0.3 mSv/a fixée dans la réglementation du CERN [1]. La dose effective délivrée aux membres du public Suisse a été inférieure à 0.016 mSv, soit 5.3% de la limite. Les concentrations de radionucléides sont restées inférieures à 3.5% des limites applicables dans tous les échantillons environnementaux. De fait, le marquage de l'environnement induit par les activités du CERN demeure très faible.

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. Le CERN a son siège à Genève et ses installations sont situées d'un côté et de l'autre de la frontière franco-suisse. Il a pour mission la re-

cherche fondamentale en physique des particules afin de découvrir les constituants et 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

CERN's Accelerator Complex

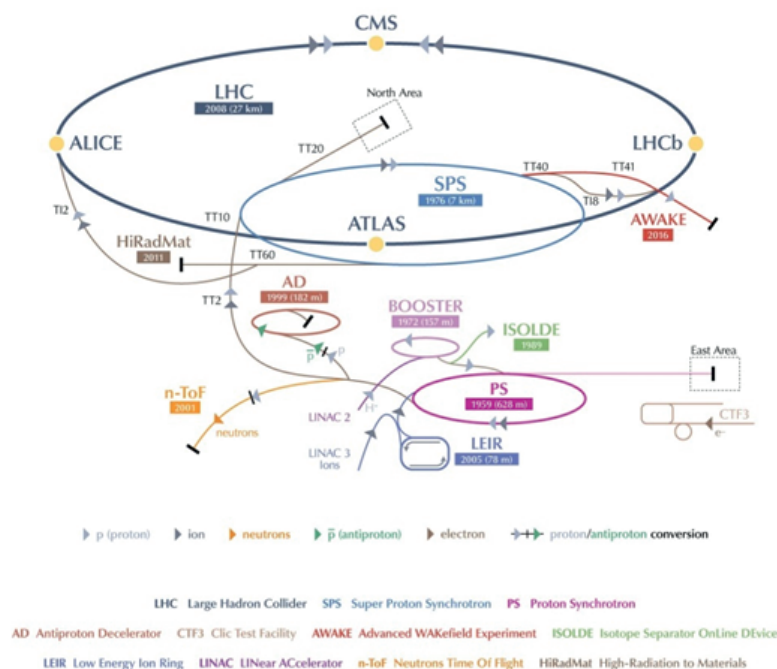


Figure 1:
 Le complexe des accélérateurs du CERN (voir Glossaire en fin de chapitre).

des accélérateurs et des détecteurs de particules. 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 les résultats de ces collisions.

La Figure 1 présente le complexe des accélérateurs du CERN de manière schématique. 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 de l'accélération, de l'extraction et de la collimation des faisceaux. Les accélérateurs sont blindés et les plus puissants d'entre eux sont situés profondément sous terre, de telle manière à 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 néces-

sitent 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. Le rayonnement diffusé, 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 principalement des émetteurs gamma et beta de relativement courtes demi-vies et de faibles radiotoxicités. Pour plus d'information, se référer au site : voisins.web.cern.ch/fr/radiation.

Lorsque les accélérateurs sont arrêtés, l'émission atmosphérique de gaz de demi-vies courtes et le rayonnement diffusé cessent. Néanmoins, le bé-

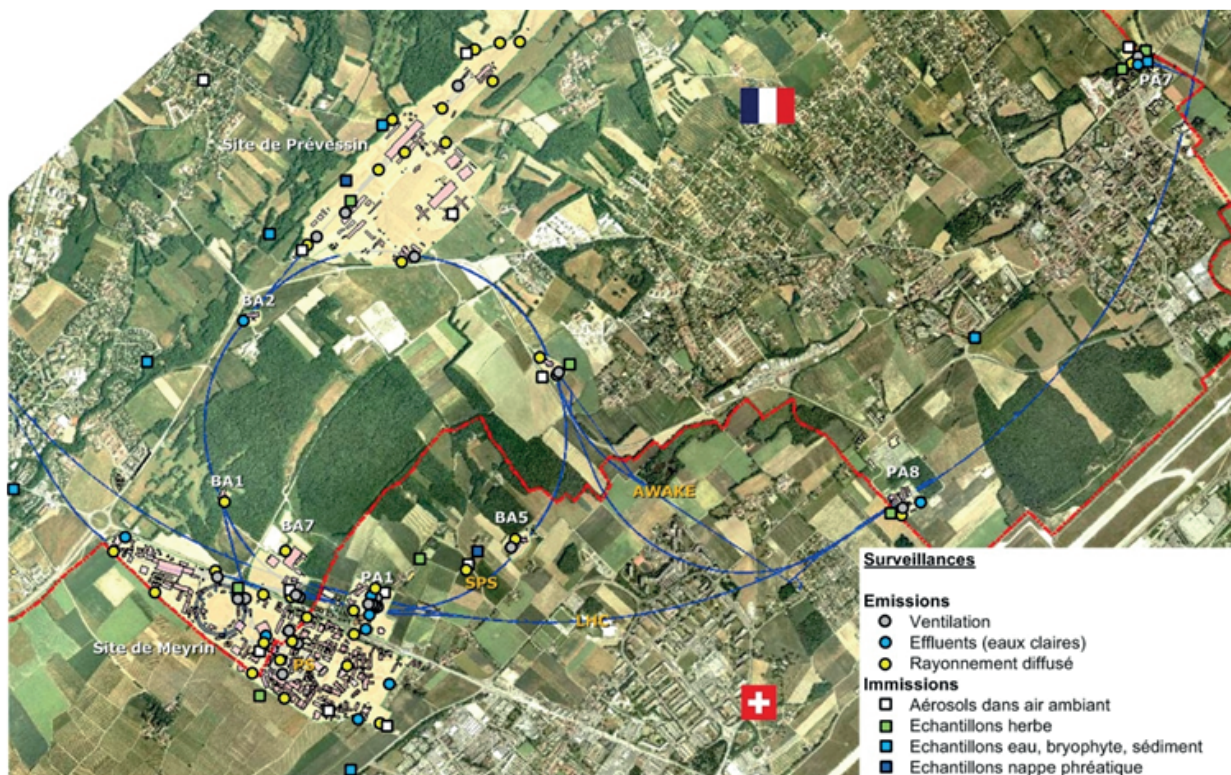


Figure 2: Région frontalière franco-suisse : sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) et du Grand collisionneur d'hadrons (LHC), situation des stations de surveillance et lieux d'échantillonnage du CERN ; ceux qui concernent le territoire suisse y sont tous représentés, excepté le point de collecte des échantillons de l'Allondon qui est hors-carte.

ton des tunnels reste sensiblement marqué par son exposition au faisceau; celui-ci contient donc des radionucléides produits par activation. L'eau d'infiltration des tunnels peut donc toujours potentiellement se charger en radionucléides lors de sa percolation, avant d'être évacuée vers les eaux de surface. De la même manière, des traces de radionucléides peuvent être mesurées dans l'air, lorsque par exemple le tritium dégaze des parois des tunnels. L'installation ISOLDE peut par ailleurs continuer d'émettre des petites quantités d'iode ou de gaz radioactifs. Ces derniers sont provisoirement stockés dans des cuves en vue de leur décroissance avant rejet et seule une fraction des quantités initialement récoltées sont émises.

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 tenant compte des sources d'émission avérées et potentielles. Des stations de surveillance du rayonnement diffusé se situent aux lieux où ces rayonnements ont pu être observés ou prédits par des calculs. 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 de neutrons. En 2015, 41 stations de ce type étaient en opération. Les points d'extraction d'air, d'où des substances radioactives peuvent être émises, 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 2015, 40 stations étaient en opération. De manière similaire, les points de rejet des eaux claires qui sont déversées dans les eaux de surfaces (rivières) sont équipés de stations de surveillance de l'eau (13 stations en 2015); les eaux claires incluent les eaux de refroidissement des circuits secondaires, les eaux d'infiltration des tunnels et les eaux météoriques. Ces stations mesurent en continu les radionucléides de demi-vies courtes et collectent des échantillons d'eau analysés périodiquement en laboratoire. Deux stations contrôlent indépendamment les eaux de refroidissement et d'infiltration du SPS et du LHC.

Les niveaux de rayonnement diffusé mesurés ainsi que 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 reconnus [2,3]. La surveillance des émissions est complétée par la surveillance des immissions, qui est un processus impliquant

la collecte d'échantillons environnementaux et leur analyse en laboratoire. Les résultats doivent corrélérer avec les prédictions, confirmant ainsi qu'aucun rejet incontrôlé n'a été effectué et que les modèles utilisés sont adéquats. Cette surveillance implique un échantillonnage en continu des aérosols contenus dans l'air ambiant (11 stations), des échantillons d'herbe (12 points d'échantillonnage), d'eau, de bryophytes (mousses) et de sédiments dans les cours d'eau (13 points), de l'eau des nappes phréatiques (7 points), ainsi que des échantillons de produits d'agriculture locaux, tels que p. ex. blé, graines de tournesol, asperges et vin.

Les positions des stations de surveillance des émissions et du rayonnement diffusé ainsi que les points de collecte des échantillons destinés à être mesurés en laboratoire dans le cadre de la surveillance des immissions sont présentés en Figure 2.

Résultats 2015

Activités du CERN et opération des accélérateurs en 2015

Le premier long arrêt (Long Shutdown 1 LS1), permettant d'effectuer la mise à niveau et la consolidation de nombreuses installations du CERN, avait débuté le 16 février 2013 et s'est officiellement terminé le 5 avril 2015, avec le redémarrage progressif du LHC. Les périodes d'exploitation des injecteurs du LHC (PSB, PS, SPS) se sont étendues de début février à mi-décembre. En comparaison avec 2014, l'année a fait l'objet d'intensités de faisceau relativement élevées, notamment pour pouvoir délivrer les particules nécessaires aux expériences de la Zone Nord de Prévessin, notamment NA62 et COMPASS.

La nouvelle expérience NA62 qui a démarré courant juin 2015 permettra d'effectuer un test décisif du modèle standard par le biais de la mesure d'une désintégration rare du Kaon+. En parallèle, l'Organisation est en train de construire la nouvelle installation MEDICIS rattachée à ISOLDE, qui servira à produire des radio-isotopes pour des applications médicales. La construction de MEDICIS a nécessité l'agrandissement du bâtiment accueillant les laboratoires de Type A d'ISOLDE et la séparation de la ventilation des laboratoires de celle de la zone cible. La séparation de la ventilation a impliqué la construction d'une cheminée de rejet raccordée aux laboratoires d'ISOLDE et aux réservoirs de stockage du gaz du système de vide. Pour cette raison, la nouvelle cheminée de rejet a fait l'objet d'une surveillance bien que tous les laboratoires ne soient pas encore opérationnels.

Rayonnement diffusé

La principale source de rayonnement diffusé sur le site de Meyrin est le complexe du PS. Une petite fraction des neutrons produits dans les accélérateurs peut diffuser à travers le blindage, gagner en hauteur, puis, en interagissant avec les composants de l'air, être redirigés vers le sol. C'est le phénomène dit du *skyshine* et le public résidant de manière permanente aux abords des barrières du site peut être exposé à ce rayonnement. Dans le cadre du processus d'optimisation des installations du CERN, le blindage du PS avait été renforcé durant le LS1. L'efficacité de ce renforcement a pu être confirmée par le biais de mesures effectuées à son voisinage. De plus, l'équivalent de dose ambiant tel que mesuré à la barrière du site proche du groupe de popu-

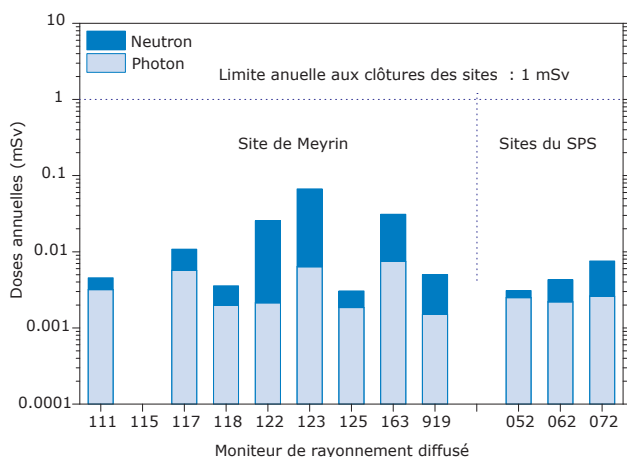


Figure 3: Doses ambiantes équivalentes annuelles nettes enregistrées par les moniteurs de rayonnement diffusé (CERN, 2015).

lation de référence a été mesuré comme étant deux fois inférieur en 2015 par rapport à 2012, avant le renforcement du blindage. Par ailleurs, la dose efficace au public en 2015 est très probablement surestimée car elle ne tient pas compte de la distance du groupe de population de référence par rapport à la clôture du CERN. La Figure 3 présente les doses équivalentes ambiantes telles que mesurées par les moniteurs de rayonnement diffusé localisés aux abords des sites situés en Suisse.

Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère

Les rejets de substances radioactives par les cheminées dans l'atmosphère qui concernent 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 est minime et reste local. Les radionucléides se répartissent en quatre catégories: les gaz radioactifs de demi-vie courtes ^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O et ^{41}Ar ; le ^7Be ; l'activité bêta total (majoritairement ^{32}P et ^{33}P) et le tritium (^3H).

L'expérience ISOLDE produit des petites quantités d'iode radioactif (^{123}I , ^{124}I , ^{125}I , ^{126}I , ^{130}I , ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I), résultat de l'irradiation par des protons de cibles lourdes. Les quantités rejetées en 2015 sont de 337 MBq, (ne figurent pas en Tableau 1), induisant une dose au groupe de population de référence de 0.0002 mSv. L'opération des laboratoires d'ISOLDE et MEDICIS a conduit au rejet de très faibles quantités de gaz (Xe, Kr), d'iode et de tritium, principalement induit par la vidange des réservoirs de stockage du gaz provenant des systèmes du vide.

Les rejets atmosphériques sont comparables à 2012 (avant le LS1) mais la dose efficace associée a été calculée comme étant sensiblement plus faible. Les données météorologiques telles que mesurées près du site de Meyrin du CERN par un anémomètre ultrasonique durant les dernières années ont permis de recalculer plus fidèlement les coefficients de conversion (exprimés en [Sv/Bq]), qui étaient jusqu'alors trop conservatifs.

Rejets de substances radioactives dans les cours d'eau

Les effluents du CERN sont rejetés dans plusieurs cours d'eau 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 dans plusieurs cours d'eau à un moment donné. Les radionucléides rejetés se répartissent en trois catégories:

- le tritium sous forme aqueuse (HTO).
- l'activité bêta total imputable en grande majorité au ^{22}Na .
- les rejets d'émetteurs de positrons de demi-vie courte (^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O).

La station de surveillance au SPS BA2 qui contrôle les effluents liquides de la Zone Nord de Préveessin a été renouvelée et il a été dès lors possible de mettre en évidence des faibles rejets en ^{24}Na (demi-vie de 15h). Des faibles concentrations en ^7Be ont été mesurées dans l'échantillon d'eau du mois d'octobre ($2.1 \pm 0.8 \text{ Bq/L}$). Le Tableau 2 présente les rejets de 2015, mais seulement pour les points de rejet où des radionucléides en concentrations supérieures aux limites de détection ont été mesurés. L'indice bêta global résiduel, c'est-à-dire corrigé pour la présence de ^{40}K naturel dans l'eau, est attribué au ^{22}Na exclusivement. Par conséquent, les rejets déclarés en bêta/gamma (^{22}Na) sont surestimés car une fraction ou la totalité de l'indice bêta global résiduel est en réalité induit par des radionucléides d'origine naturelle.

Tableau 1:

Rejets radioactifs dans l'air (CERN, 2015).

Origine du rejet	Station(s)	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
PS BOOSTER	VMS175	120	0.5	66	1.5	3.6
Anneau principal PS	VMS176 VMS177 VMS178 VMS179	526	3.4	<LD	< LD	49
TT10 injection PS-SPS	VMS011	28	6.5	52	1.8	1.4
TT70 transfert PS-SPS	VMS173	76	0.2	0.004	<LD	3.2
SPS BAS	VMS051	42	0.6	<LD	0.01	7.4
MEDICIS	VMS169	33	<LD	<LD	<LD	70
ISOLDE	VMS170	39	10.6	<LD	0.5	18
n-TOF	VMS171	3.5	5.4	0.03	0.004	48
East Area	VMS181	14	2.9	36	1.0	0.3
Evaporation tritium	NA**	3.2	<LD	<LD	<LD	1.6

** L'eau est analysée en laboratoire avant son évaporation.

Tableau 2:

Rejets radioactifs dans les cours d'eau (CERN, 2015).

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	Rejeté dans:
		10^6 m^3	GBq	MBq	
Site de Préveessin, SPS	WMS021	0.67	58	184	Le Lion (F)
Site de Meyrin Sud-est	WMS101	2.20	4.0	60	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Ouest	WMS103	0.32	0.8	7.6	Le Lion (F)
AD infiltration	WS104	0.03	0.04	1.6	STEP*
Site SPS BA6 + site LHC PA1	WMS910	1.26	0.9	29.3	Nant d'Avril (CH)
Site LHC PA7	WMS970	0.01	0.03	0.6	Affluent du Marquet (F/CH)
CNGS**, rejet par le site du LHC PA8	WMS980	0.10	0.16	3.4	Le Nant (F)

* Station d'épuration d'eau Bois-de-Bay à Satigny/GE

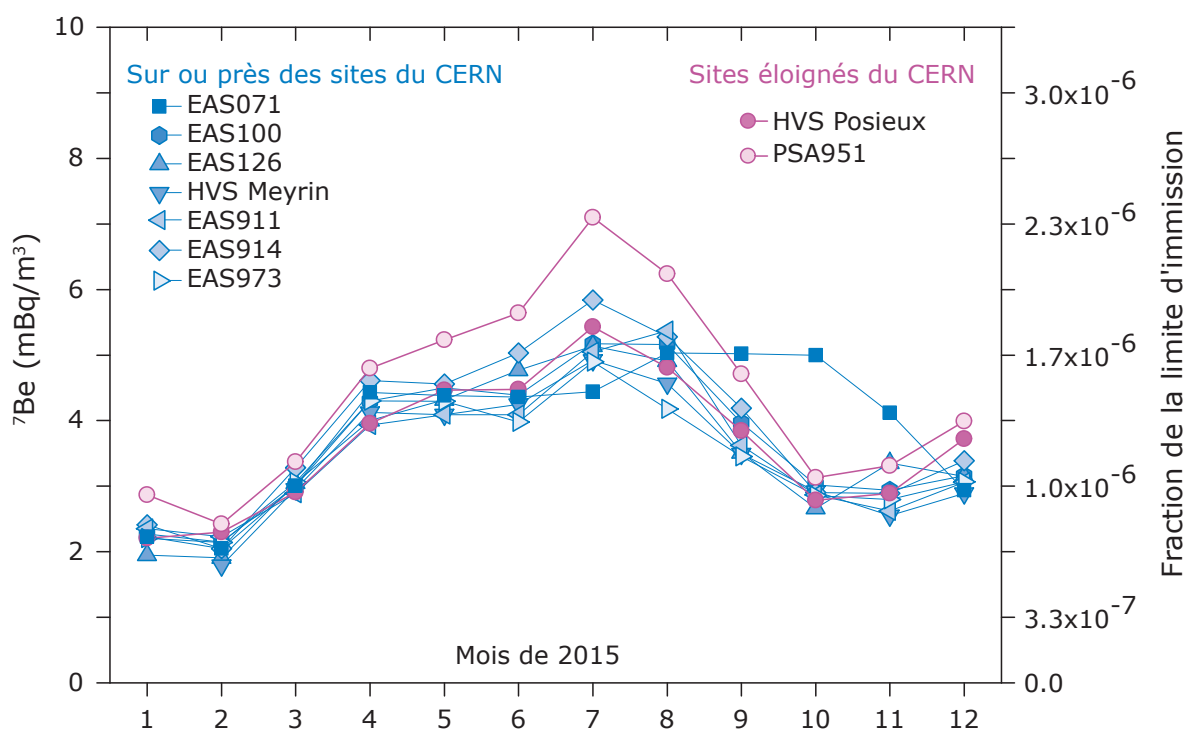
Surveillance des immissions

Le Béryllium-7 (^7Be) est un radioélément faiblement radiotoxique, produit dans l'air par les particules de haute énergie. 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 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:

- des stations situées autour du CERN pouvant capter des rejets d'accélérateurs.
- une station de référence très éloignée des accélérateurs (HVS Posieux/FR).

Les valeurs mesurées proches et loin des sites du CERN ont toutes corrélées, prouvant ainsi que la majeure partie de l'activité en ^7Be mesurée est d'origine naturelle. La mesure de l'échantillonneur d'aérosols à haut volume EAS973 situé au LHC-PA7 a été suffisamment sensible pour détecter le ^{22}Na naturel, aussi produit par rayonnements cosmiques. Les quantités mesurées, soit < 0.001 mBq/m³, correspondent à celles mesurées avant que le LHC ne soit en opération. Les mesures des filtres d'aérosols de la station de ventilation VMS907 du LHC PA7 n'ont pas mis de ^{22}Na en évidence.

Concernant l'environnement aquatique, des faibles concentrations en radionucléides artificiels ont été mesurées dans un échantillon de bryophytes (mousses) prélevé dans la rivière le Lion (F). Les

**Figure 4 :**

Activités du ^7Be mesurées par le biais de 8 stations d'échantillonnage dont 7 sont situées sur ou proches des sites du CERN. EAS71 : site du SPS BA-7. EAS100 : site CERN de Meyrin. EAS126 : proche du PS. EAS914 : site du LHC PA1. EAS911 : proche d'une ferme de Meyrin. EAS973 : échantillonneur CERN à haut débit sur le site du LHC PA7 proche de Collex-Bossy/GE. HVS Meyrin, HVS Posieux : échantillonneurs OFSP à haut débit, le premier se situant sur le site CERN de Meyrin et le second à Posieux/Fribourg [4].

radionucléides proviennent de la Zone Nord du site de Prévessin (F) et la somme de leurs activités spécifiques est équivalente à 3.5% de la limite d'exemption [5] (^7Be , ^{54}Mn , ^{56}Co , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn). Les bryophytes sont d'excellents 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. Aucun autre radionucléide provenant du CERN n'a pu être détecté dans les autres échantillons d'eau, de bryophytes et de sédiments. Tous les échantillons susmentionnés ont été collectés en septembre. 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 d'Avril, dont le flux est principalement alimenté par les eaux de rejet du CERN durant les périodes sèches, fait depuis 1998 l'objet de contrôles réguliers par l'Institut Forel de l'Université de Genève, mandaté par l'Office Fédéral de la Santé Publique (se référer au chapitre précédent).

En dehors d'un échantillon de bryophyte prélevé proche du point de rejet de l'eau de la Zone Nord du site de Prévessin (F) dans le Lion, aucun radionucléide produit au CERN n'a pu être mis en évidence ; le marquage de l'environnement par des radionucléides produits au CERN peut donc être considéré comme très faible.

Impact radiologique

La dose effective reçue par les membres du groupe de référence pour le site de Meyrin du CERN en 2015 a été calculée à partir des valeurs d'activités des substances rejetées dans l'air et l'eau, en utilisant un modèle de diffusion amélioré basé sur les directives [2,3]. La valeur de dose résultante est de 0.016 mSv, qui doit être comparée avec la valeur limite de dose fixée dans la réglementation du CERN [1] à 0.3 mSv pour les membres du public (5%). De fait, en 2015 et comme pour les années précédentes, la dose effective est restée considérablement en dessous des limites réglementaires. La dose effective totale de 0.016 mSv est induite pour un tiers par les rejets de gaz de demi-vies courtes et deux tiers par le rayonnement diffusé. Celle-ci est légèrement supérieure aux objectifs de dose de

0.01 mSv que se fixe le CERN. Néanmoins, il n'a pas été possible de tenir compte de l'éloignement du groupe de population de référence par rapport au site de Meyrin lors du calcul de la dose efficace induite par le rayonnement diffusé. Conséquemment, la dose efficace est très probablement surestimée.

Le groupe de population de référence exposé aux rejets d'effluents liquides dans le Nant d'Avril a reçu une dose inférieure à 0.0001 mSv.

Le rayonnement diffusé et les rejets en gaz de demi-vies courtes contribuent à > 95% à la dose susmentionnée de 0.016 mSv. Ceux-ci sont surveillés en continu, garantissant ainsi un temps de réaction optimal en cas de dégradation de fonctionnement des installations.

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, pour l'année 2015 et à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a largement respecté la valeur limite de 0.3 mSv/a fixée dans la réglementation du CERN [1].
2. Des techniques de mesure sensibles ont permis de détecter des radionucléides en faibles concentrations dans un seul échantillon environnemental. Les valeurs de concentration sont néanmoins restées inférieures à 3.5% des limites applicables. De fait, le marquage de l'environnement par les activités du CERN demeure très faible.
3. En 2015, 99% de la dose effective aux membres du public des groupes de référence provenait du rayonnement diffusé et des rejets de gaz de demi-vies courtes 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 0.016 mSv avec la dose équivalente annuelle mesurée en plusieurs endroits éloignés des sites CERN.

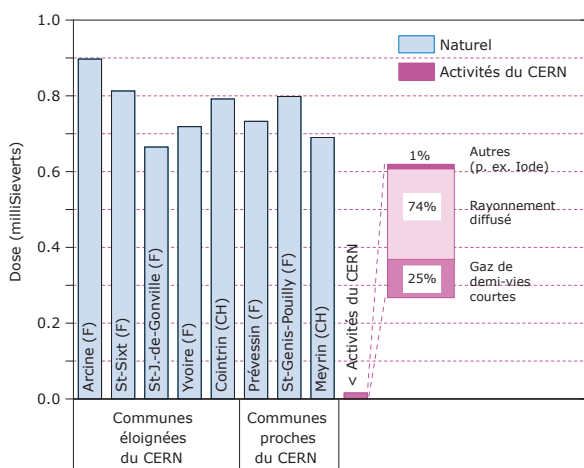


Figure 5: Contribution à la dose annuelle des activités du CERN sur le site CERN de Meyrin, comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses situées à proximité. La contribution du CERN de 0.006 mSv doit être comparée à la valeur limite de dose de 0.3 mSv fixée dans la réglementation du CERN [1].

Références

- [1] Code F Rev., Radioprotection – Manuel de radioprotection, CERN (2006)..
- [2] Inspection fédérale de la sécurité nucléaire (IFSN), Calcul de l'exposition aux radiations ionisantes dans l'environnement due à l'émission de substances radioactives par les installations nucléaires, IFSN-G14/f rév.1 (2009).
- [3] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).
- [4] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement : Résultats des mesures 2015 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2016). 2014 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2015).
- [5] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2014), Annexe 3.

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
AWAKE	Advanced WAKEfield Experiment (en construction, exploitation en 2016)
CLIC	Compact Linear Collider, projet impliquant un collisionneur linéaire
CTF3	CLIC Test Facility, installation de test pour le projet CLIC
HIRADMAT	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 2015 Résultats 2015



9 Industrien und Spitäler

9 Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	159
Zusammenfassung	159
Überwachte Betriebe	159
Resultate	160
9.2 Emissionen der Spitäler	162
Zusammenfassung	162
Ausgangslage	162
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	162
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	163
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	166
Résumé	166
Introduction	166
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H	166
Station d'épuration et eaux de lavages des fumées des usines d'incinération	168
Conclusion	170



9.1

Emissionen der Betriebe

F. Danini Fischer

Suva
Abteilung
Gesundheitsschutz am
Arbeitsplatz
Bereich
Physik/Strahlenschutz
6002 Luzern

Zusammenfassung

Der Einkauf von radioaktiven Stoffen sowohl in den Produktionsbetrieben wie auch in den Forschungsbetrieben variiert stark je nach Auftragslage und 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)
- Kalibrierquellen (^{14}C , ^{90}Sr , ^{147}Pm , ^{204}Tl).
- Tritiumgaslichtquellen (^3H).

Die Produktion von tritiumhaltiger Leuchtfarbe wurde im Verlauf von 2008 eingestellt.

Tabelle 1:

Einkauf radioaktiver Stoffe 2005 - 2015.

	Isotope	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	5.74	4.07	7.53	15.11	10.03	6.31	7.58	7.62	11.51	3.85	5.24	PBq
	^{14}C	0	0.74	0.58	0.19	1.33	0.34	0.35	0	0.38	0.13	0.23	TBq
	^{147}Pm	0	0	13.03	5.76	0.07	1.55	15.26	19.66	13.16	13.19	40.00	TBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	0	0	0	0	0	0	0	0.09	5.28	10.93	12.98	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	7.6	0.2	11.4	18.8	11.4	15.5	22.8	8.7	28.4	23.6	15.2	TBq
	^{14}C	53.9	158.9	76.0	192.6	200.6	132.5	207.3	171.9	207.6	295.4	397.9	GBq
	^{32}P	0.9	0.9	1.4	1.0	1.4	1.6	2.1	7.9	7.3	9.1	11.3	GBq
	^{35}S	2.4	2.4	3.7	2.0	0.8	3.8	3.5	5.9	7.9	10.3	63.2	GBq
	^{45}Ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	GBq
	^{51}Cr	0.1	0	0	0	0	3.2	3.8	3.5	4.1	5.1	6.7	GBq
	^{125}I	0.1	0.1	14.1	12.1	15.7	16.3	17.5	1.2	1.1	1.7	3.2	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.2	0.1	0.2	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	0.7	0.7	GBq
	^{57}Co	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.08	MBq
	^{14}C	0	0	0	0	0	0	0	96.8	116.2	133.6	525.4	MBq

Leuchtfarbenbetriebe

Seit 2009 wird keine Tritiumleuchtfarbe auf Zeiger und Zifferblätter von Uhren und Instrumenten mehr aufgetragen.

Forschungsbetriebe (Total 52 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.

In Tabelle 1 sind bei der Sparte der Produktionsbetriebe auch die für den Handel eingekauften radioaktiven Stoffe aufgeführt (^{147}Pm).

Resultate

Im Berichtsjahr 2015 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimiten eingehalten. In den Tabellen 2a und 2b sind die Jahresabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. In diesem Jahr wurden bei beiden Betrieben keine messbaren Tritiumgas-Aktivitäten an die Abluft abgegeben. Dies weil einerseits weniger Synthesen durchgeführt wurden (Novartis Pharma AG) oder andererseits ein Tritiumgas-Rückhaltesystem eingebaut wurde (Hoffmann-La Roche AG). Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 83 der Strahlenschutzverordnung in einem bewilligten Ofen verbrannt wurden.

Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in den Figuren 1a, 1b und 1c 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 2a:

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2015 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	60.9 (org.) 0 (Gas)	2.4	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	2.7 (org.) 0 (Gas)	2.8	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b:

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2015 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	6.6	0.2	80	40
Novartis Pharma AG	4.5	0.9	300	30

Tabelle 3:

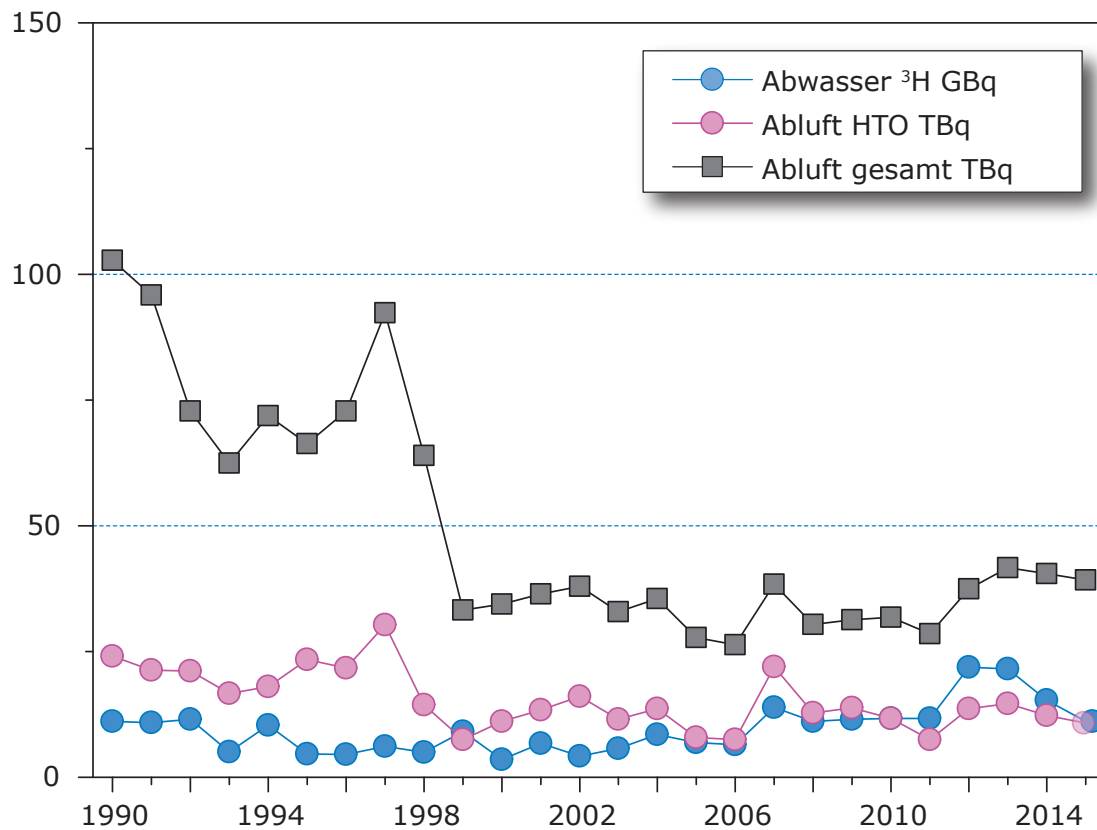
Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2015 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	523.8	134.7	0
Bewilligungs-limite	4'000	450	8.0

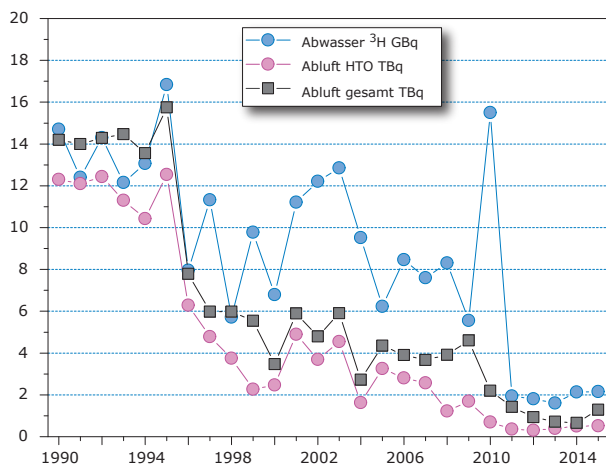
Tabelle 4:

Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe.

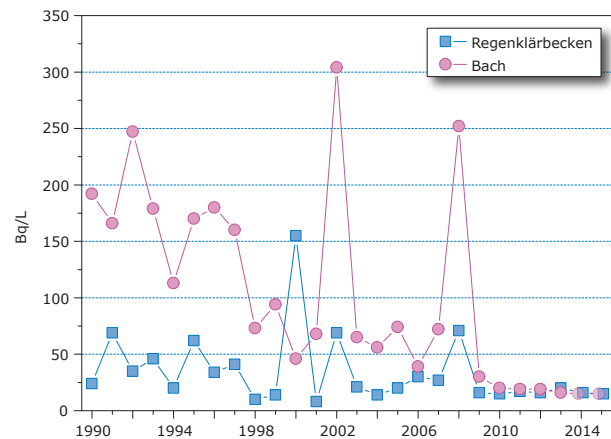
	Abwasser	Abluft	
	^3H	^3H (HT)	^3H (HTO)
MB-Microtec AG, Niederwangen / BE	40 GBq	370 TBq	37 TBq
RC-Tritec AG, Teufen / AR	20 GBq	15 TBq	20 TBq


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

Reto Linder
Sektion
Forschungsanlagen und
Nuklearmedizin
Bundesamt für
Gesundheit
3003 Bern

Zusammenfassung

*Nach Anzahl behandelter Patienten stellt die Jod-131 (^{131}I) Schilddrüsenth-
rapie weiterhin die am häufigsten durchgeführte nuklearmedizinische The-
rapie dar. Der Aktivitätsumsatz an Luthetium-177 (^{177}Lu) zur Behandlung
von neuroendokrinen Tumoren liegt seit dem Berichtsjahr jedoch erstmals
über dem von ^{131}I . Die Schilddrüsenth-
rapie wird in 28 Spitälern ambulant
und stationär durchgeführt, die Therapie mit ^{177}Lu (stationär) nur in drei
Universitätsspitalern. Weiter wird auch noch Yttrium-90 (^{90}Y) häufig the-
rapeutisch eingesetzt, einerseits für ambulante Behandlungen (Radiosynovi-
orthese, SIR-Therapie, Zevalin), andererseits auch für stationäre Therapien
(neuroendokrine Tumore). Der Umsatz weiterer Betastrahler (Rhenium-186,
Erbium-169 und Samarium-135) ist stark rückläufig. Die Verwendung des
Alfastrahlers Radium-223 zur Behandlung von Patienten mit Prostatakar-
zinom nimmt den Erwartungen entsprechend weiter zu. Die Abgabe von
Radionukliden ans Abwasser aus stationären Behandlungen hat gegenüber
dem Vorjahr aufgrund einer störfallmässigen Abgabe leicht zugenommen.
Die Abgabe der zu diagnostischen Zwecken verwendeter Radionuklide wie
Technetium-99m oder Fluor-18 ans Abwasser unterliegt keiner Kontrolle, da
die Immissionsgrenzwerte für diese kurzlebigen Radionuklide voraussichtlich
nicht überschritten werden können.*

Ausgangslage

Spitäler und Institute, die offene radioaktive Quel-
len zu diagnostischen und therapeutischen Zwe-
cken am Menschen applizieren, sind verpflichtet,
den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die
Abgabemenge kontaminierter Abwässer an die Um-
welt dem BAG anlässlich einer jährlich durchgeführ-
ten Erhebung zu melden.

Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I , das zur Schilddrüsenth-
rapie verwendet wird,
kann den Patienten bis zu einer Aktivität von
200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höhe-
ren Aktivitäten werden die Patienten mindestens
für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapie-
zimmern isoliert und dürfen erst entlassen werden,
wenn eine Dosisleistung von 5 $\mu\text{Sv/h}$ in einem Ab-

stand von 1m unterschritten wird. Die Ausschei-
dungen dieser Patienten werden in speziell dafür
vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt
und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewil-
ligten Abgabelimite an die Umwelt (Abwasser) ab-
gegeben.

Andere Radionuklide wie zum Beispiel ^{90}Y oder ^{177}Lu
werden den Patienten bei rheumatischen Erkran-
kungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinder-
ung in Gelenke appliziert oder bei Patienten
mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung
und Therapie verwendet. Die Applikation erfolgt
ambulant oder stationär je nach medizinischer In-
dikation und applizierter Aktivität. Die Verwendung
des Alphastrahlers $^{223}\text{Radium}$, welcher seit 2013 zur
Behandlung der Knochenmetastasen von Patienten
mit Prostatakarzinom eingesetzt wird, nimmt weiter
zu und hat sich gegenüber dem Vorjahr verdoppelt.

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 (^{90}Y oder ^{177}Lu), wird dieser Anteil in ^{131}I Äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivität mit einbezogen. Die Spitäler sind verpflichtet, die Abgaben radioaktiver Abwässer so gering wie möglich zu halten und dazu laufend organisatorische und technische Optimierungsmassnahmen vorzunehmen.

Tabelle 1:

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2015 in GBq.

Ort	Spital	^{131}I amb.	^{131}I stat.	^{186}Re	^{169}Er	^{90}Y	^{153}Sm	^{177}Lu	^{223}Ra
Aarau	Kantonsspital	0.40		0.23	0.02	2.19			0.26
Baden	Kantonsspital		179.64				1.00		
Basel	Claraspital	2.31							0.02
Basel	Universitätsspital	0.12	226.29	0.56	0.037	796.91		2550.78	0.14
Bellinzona	Ospedale Regionale	0.40	105.43				4.00		0.20
Bern	Inselspital		515.53			9.66	2.20	125.80	0.44
Bern	Tierspital		2.22						
Biel	Klinik Linde	2.80							
Bruderholz	Kantonsspital					0.56			
Chur	Kantonsspital	1.17	73.40		0.02	0.37			0.09
Freiburg	Hopital Cantonal	1.40	117.60	0.19		0.19			0.18
Genf	Hopital Cantonal	1.03	161.38			44.27			0.04
Genolier	Clinique de Genolier	0.14							0.07
La Chaux-de-Fonds	Hôpital	2.50		0.18		0.36			0.01
Lausanne	Clinique la Source	1.35							
Lausanne	CHUV		146.10	0.30		103.86			0.25
Liestal	Kantonsspital	0.38				0.20			0.11
Lugano	Ospedale Civico	1.40		0.15	0.04	2.59			
Luzern	Kantonsspital	5.60		0.11		31.48			0.68
Luzern	St. Anna					31.10			
Münsterlingen	Kantonsspital		32.86		0.26				0.10
Meyrin	Hôpital de la Tour	0.19				0.19			
Sion	Affidea CIV					0.67			
Sion	Hopital Cantonal		44.40						
Solothurn	Bürgerspital		33.31			0.185			
St.Gallen	Kantonsspital		180.21	0.16	0.26	17.03			0.31
Winterthur	Kantonsspital	7.29	150.80	0.07	0.11	90.07			0.20
Zürich	USZ		305.13	0.33	0.15	72.40		277.79	0.23
Zürich	Triemli	1.52	219.28			0.24			0.05
Zürich	Waid	5.95							0.02
Zollikerberg	Schilddrüsenpraxis	0.77							
Schweiz gesamt		36.72	2493.57	2.28	0.89	1204.49	7.20	2954.37	3.40

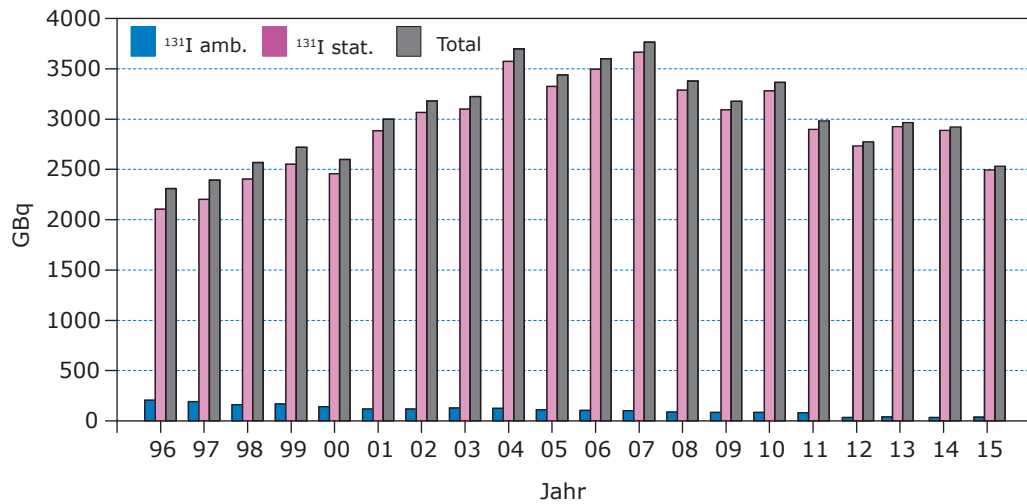
Tabelle 2:

Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2015 in MBq.

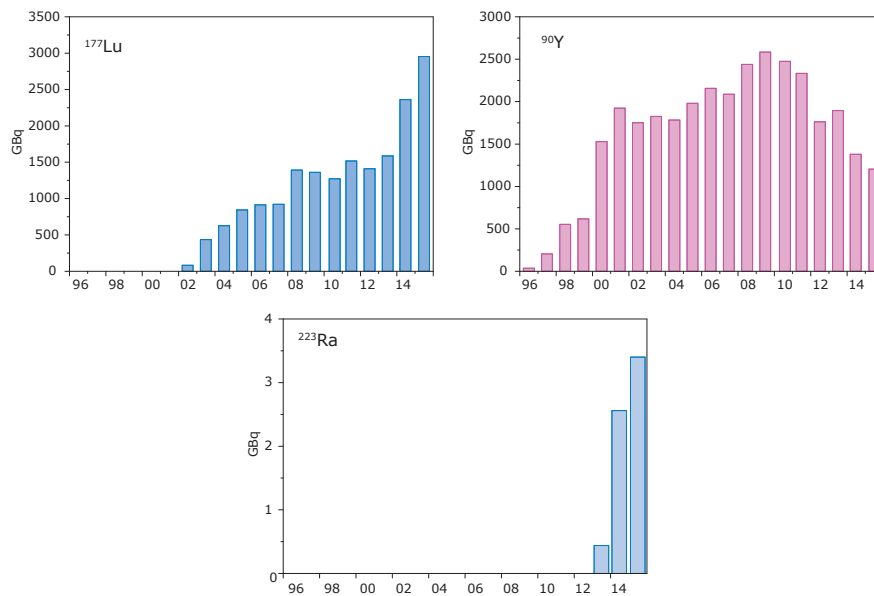
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	Uni-spital ¹⁾	Osp. Region.	Insel	KS	HC	HUG	CHUV
Jan.	22	375	0	10	0	26	68	2
Feb.	36	434	0	17	0	0	11	2
März	41	569	1	27	0	0	58	0
April	77	405	2	6	0	0	6	7
Mai	10	413	6	14	1	8	16	7
Juni	26	495	8	4	13	0	0	9
Juli	25	442	2	11	0	8	0	1876
Aug.	36	442	5	45	0	0	4	2
Sept.	32	451	0	10	1	0	0	2
Okt.	65	407	5	4	0	10	0	3
Nov.	29	413	5	48	1	6	7	2
Dez.	19	279	0	31	5	0	36	2
Total 2015	418	5125	34	227	21	58	206	1914
Total 2014	510	5904	22	265	23	67	582	152

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

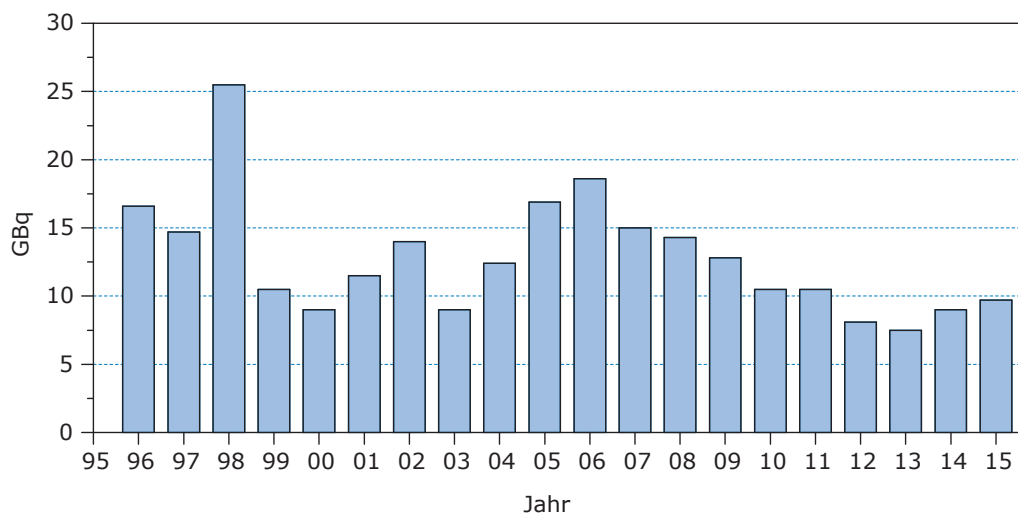
Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	1	4	0	0	0	41	91	
Feb.	1	3	0	0	25	43	0	
März	0	5	0	8	8	0	73	
April	0	3	10	7	30	63	39	
Mai	0	0	0	5	10	0	188	
Juni	0	5	0	1	0	0	183	
Juli	0	13	0	0	0	50	142	
Aug.	0	4	0	0	1	0	106	
Sept.	1	0	0	0	0	0	178	
Okt.	0	0	1	0	2	0	89	
Nov.	0	1	0	0	5	0	181	
Dez.	0	6	0	1	0	0	72	
Total 2015	3	44	11	22	81	197	1342	9.7
Total 2014	0	13	19	152	199	418	1610	9.0



Figur 1:
Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1996-2015 in GBq.



Figur 2:
Umsatz weiterer Therapie-Nuklide in GBq.



Figur 3:
Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1996-2015 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 Berne

J.-L. Loizeau
Ph. Arpagaus
 Institut F.-A. Forel
 Université de Genève
 10 route de Suisse
 1290 Versoix

Résumé

Les résultats de la surveillance effectuée en 2015 au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate de ces entreprises. Les concentrations enregistrées sont toutefois restées bien inférieures aux limites légales (elles ont atteint au maximum 6% de la valeur limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public) et n'ont donc pas représenté de danger pour la santé de la population. Les résultats des mesures des eaux des stations d'épuration et des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération n'ont révélé aucune valeur anormale. Comme en 2014, des concentrations plus élevées de tritium ont été enregistrées à quelques reprises (valeur maximale de 400'000 Bq/l en février) dans les échantillons journaliers d'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville. Si l'origine de ces augmentations n'a pu être éclaircie, la combustion de montres ou d'objets contenant du tritium, jetés aux ordures ménagères, constitue l'hypothèse la plus plausible. Ces valeurs élevées de tritium dans les eaux de lavage des fumées n'ont toutefois pas donné lieu à des contaminations mesurables des eaux du Rhin.

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 dans leur voisinage.

L'OFSP coordonne également un programme spécifique de prélèvements et de mesures des eaux des stations d'épuration ainsi que des eaux de lavage

des fumées des 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, qu'aucun déchet radioactif ne soit accidentellement ou intentionnellement éliminé par le circuit des ordures conventionnelles.

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 2015 sont résumés dans le tableau 1.

Tableau 1:

Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ^3H en 2015.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Mediane/moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	12 - 209	47 / 70
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	20 - 93	50 / 53
Garage 200 m SW de l'entreprise	28 - 93	39 / 50
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	33 - 185	88 / 89
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	91 - 730	362 / 372

Les concentrations de tritium enregistrées en 2015 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. Les valeurs mesurées en 2015 se situent clairement dans la fourchette inférieure des valeurs habituellement enregistrées par le passé. Avec une concentration de 730 Bq/l, c'est toutefois 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 pré-

cipitations au cours de l'année 2015. Cette valeur représente environ 6 % de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

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 2015 se sont échelonnées entre 1.0 et 15.0 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 4.4 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 dépassé dans aucun des échantillons de lait ou de fruits et légumes examinés. Les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont en effet échelonnées entre 9 et 6 Bq/l pour le lait (4 échantillons) et entre 8 et 45 Bq/l pour les 11 échantillons de fruits et légumes (pommes, poires, choux, salades, rhubarbe, côtes de bettes). Ces valeurs sont légèrement plus faibles que celles enregistrées au cours des années précédentes.

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 dernières années. Avec une concentration maximale de 209 Bq/l (soit moins de 2 % de la valeur limite d'immission) et moyenne de 70 Bq/l, les valeurs 2015 confirment la baisse observée en 2014 et sont les plus faibles observées depuis le début de la surveillance.

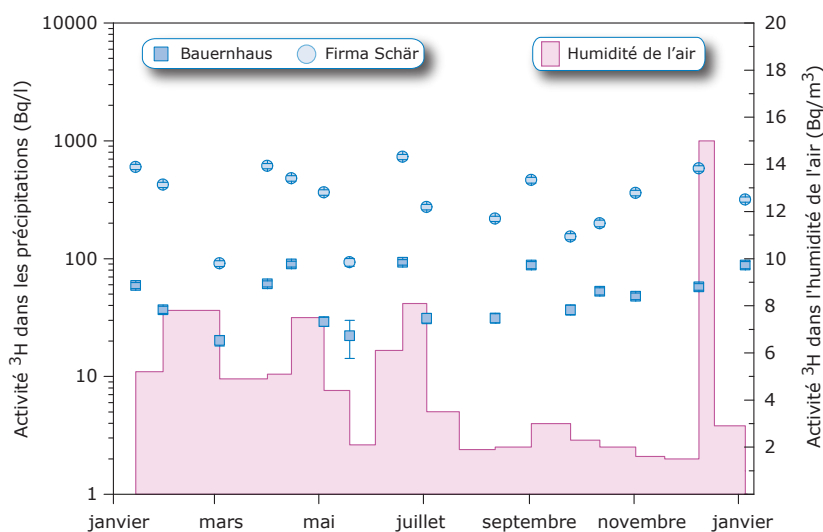


Figure 1:

Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) enregistrées en 2015 à Niederwangen/BE.

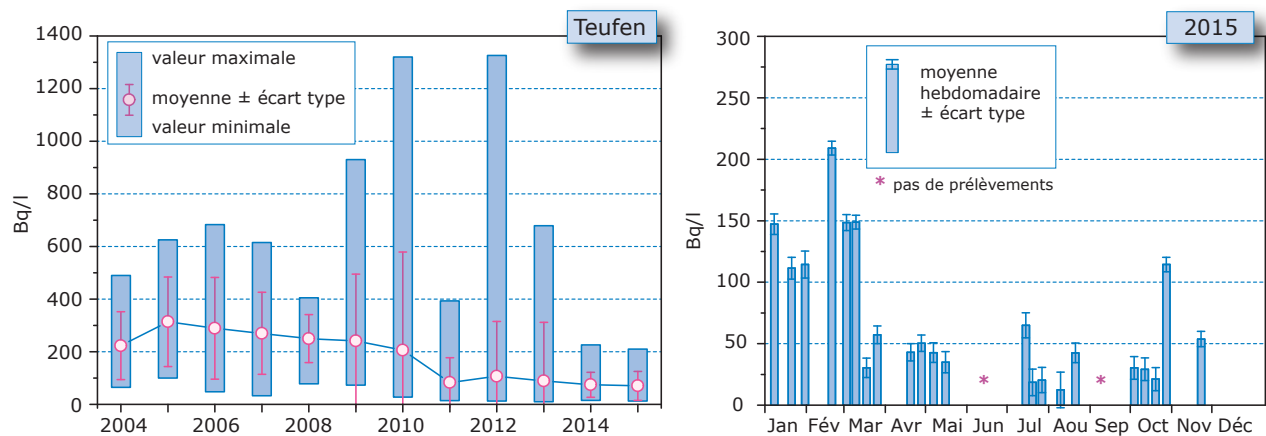


Figure 2:
Concentration du tritium mesurée dans les précipitations de Teufen / AR entre 2004 et 2015.

Les résultats des mesures supplémentaires 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'¹³¹I rejetées dans l'environnement.

Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2015.

En 2015, deux pics de concentration de 3H dépassant les 100'000 Bq/l (valeurs maximales respectives de 400'000 Bq/l et 100'000 Bq/l) ont été observés dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle. Quatre autres pics de concentration, certes plus faibles, mais dépassant tout de même les 10'000 Bq/l, (valeurs maximales de 16'000 Bq/l, 25'000 Bq/l, 28'000 Bq/l et 54'000 Bq/l) ont également été détectés. Ces pics de concentration ont eu lieu sur de courtes périodes (1 à 3 jours consécutifs). Ce phénomène a déjà été observé en 2003-2005 ainsi qu'en 2014. Malgré les recherches menées la SUVA en collaboration avec l'OFSP et le laboratoire cantonal de Bâle-Ville, son origine n'a malheureusement toujours pas été éclaircie. La combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois une explication possible. Notons encore que les eaux de lavage des fumées sont ensuite diluées

Tableau 2:
Tritium (³H) et ¹³¹I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP) en 2015.

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	¹³¹ I	58	< 0.05 - 0.96	0.18	-
		³ H	58	6 - 43	31	30
Incinération Bâle	KL-BS	¹³¹ I	51	< 0.1 - 1.1	0.27	-
		³ H	351	< 1 - 400'000	143	3400
STEP Berne	Labor Spiez	¹³¹ I	51	< 0.09 - 0.20	-	-
	URA/OFSP	³ H	12	< 5 - 8.4	6.8	-
STEP Bienne	URA/OFSP	³ H	52	< 10 - 18.3	14.9	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	³ H	52	< 10 - 39.5	18.9	-
STEP Lausanne	IRA	¹³¹ I	46	< 0.5 - 0.6	-	-
		³ H	11	2.0 - 4.9	-	-
STEP Zürich	EAWAG	¹³¹ I	51	< 0.2 - 2.3	-	-
	URA/OFSP	³ H	13	< 5.0 - 6.5	-	-

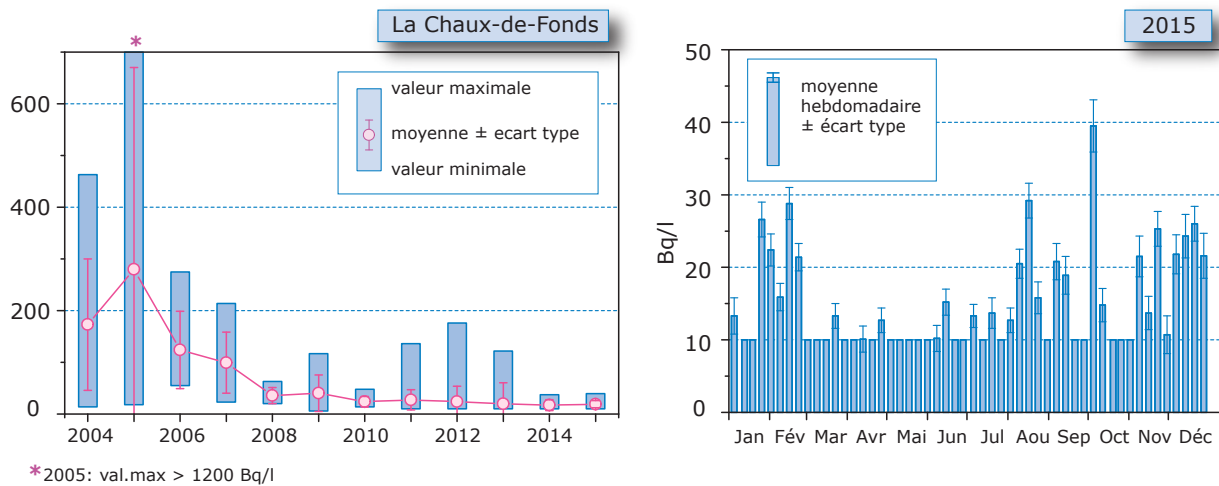
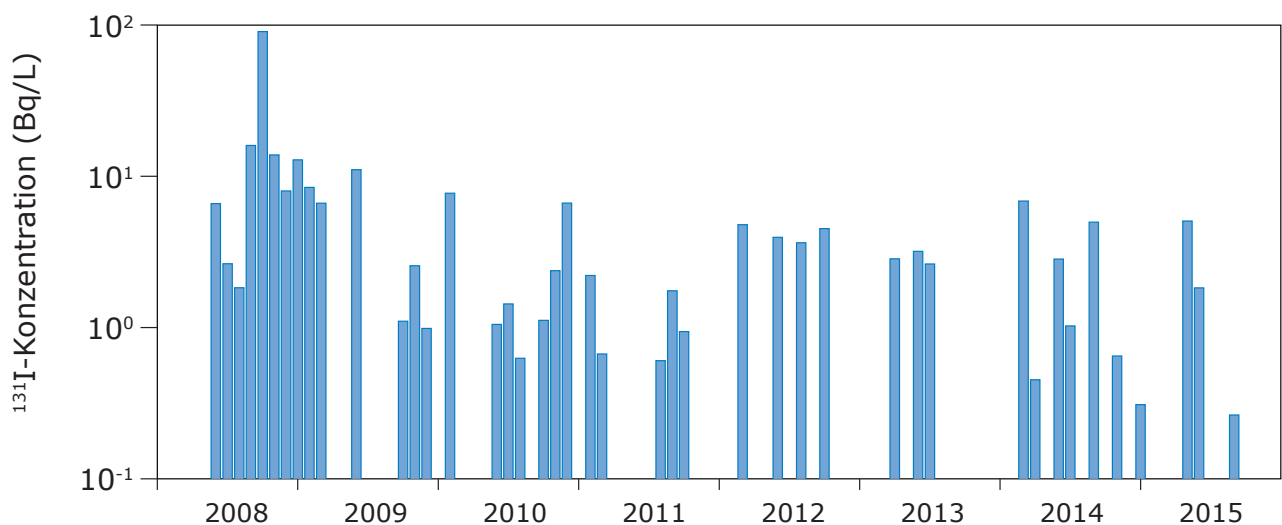


Figure 3: Concentrations du tritium mesurées dans les eaux de la station d'épuration de La Chaux-de-Fonds entre 2004 et 2015.

dans les eaux de la station d'épuration, avant d'être rejetées dans le Rhin. Le tableau 2 montre que les concentrations de ^3H dans les échantillons hebdomadaires d'eau de la STEP de Bâle n'ont pas dépassé les 43 Bq/l. Les pics de concentration observés dans l'eau de lavage des fumées de la station d'incinération n'ont ainsi pas contribué à une augmentation significative de la teneur en ^3H des eaux du Rhin. En effet, en février, où le pic de concentration en ^3H le plus élevé a été observé, les concentrations mensuelles en ^3H mesurées dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2 Bq/l.

Les concentrations de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds sont restées faibles en 2015 et comparables à celles enregistrées dans d'autres installations du même type. La

figure 3 montre qu'après la nette diminution observée jusqu'en 2008, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^3H dans les ateliers de posage de la région et l'arrêt complet 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 faibles. A la STEP de Bienne, les concentrations de tritium sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 10 Bq/l à l'exception de 2 valeurs très légèrement supérieures enregistrées mi août et fin septembre. A la STEP de Werdhölzli à Zürich, aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être décelé dans les échantillons hebdomadaires d'eaux prélevés et mesurés par l'EAWAG, à l'exception du ^{131}I décelés dans 2 échantillons (valeurs de 0.3 Bq/l et 2.3 Bq/l).



Figur 4: Concentrations de ^{131}I (Bq/l) enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz de 2008 à 2015 (prélèvement et analyse effectués par l'EAWAG).

La figure 4 montre les concentrations de ^{131}I mesurées entre 2008 et 2015 dans les échantillons d'eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz à Zürich par l'EAWAG. Les échantillons sont prélevés chaque mois par sondage. En 2015, 4 échantillons ont présenté des concentrations supérieures à la limite de détection de 0.2 - 0.3 Bq/l (valeurs comprises entre 0.2 et 5.2 Bq/l). Ces résultats sont conformes à ceux enregistrés au cours de la période 2008-2014

Conclusions

Les résultats des mesures effectuées en 2015 à proximité des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement par ce radionucléide dans leur voisinage immédiat. Dans les précipitations, les concentrations en ^3H ont atteint au maximum env. 6% de la valeur limite d'immissions définie dans l'ORaP pour le tritium dans les eaux accessibles au public et dans les denrées alimentaires, elles n'ont pas dépassé 4.5% de la valeur de tolérance. Toutes les valeurs enregistrées sont donc restées bien inférieures aux limites légales et n'ont donc pas représenté de danger pour la santé de la population.

L'origine du tritium ayant conduit à des augmentations significatives de la concentration de ce radionucléide dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville en 2015 (notamment en février) n'a toujours pas pu être déterminée avec certitude, mais il provient sans doute de la combustion de montres ou d'objets contenant du tritium, jetés aux ordures ménagères. Ces augmentations n'ont toutefois donné lieu à aucun marquage mesurable des eaux du Rhin.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015 Résultats 2015



10 Radon

10.1 Radon	172
Résumé	172
Révision des ordonnances relatives à la radioprotection	172
Journées de l'OFSP pour tous les niveaux de formation du secteur de la construction	172
Mesures du radon	173
Mesures de construction liées à la protection contre le radon	173
International: Atelier sur le radon au poste de travail	173
Analyse prédictive et cartographie des concentrations de radon dans les locaux intérieurs en Suisse	174
10.2 Radon	175
Zusammenfassung	175
Revision der Verordnungen zum Strahlenschutz	175
BAG-Tagungen für alle Ausbildungs-Stufen im Baugewerbe	175
Radonmessungen	176
Bauliche Massnahmen zum Radonschutz	176
International: Workshop über Radon am Arbeitsplatz	176
Prädiktive Analyse und Kartographie von Innenraum-Radonkonzentrationen in der Schweiz	177



10.1 Radon

M. Palacios
C. Murith
Risques
radiologiques
Radioprotection
3003 Berne

Résumé

Le Plan d'action national radon 2012-2020, approuvé par le Conseil fédéral en mai 2011, vise principalement à adapter la stratégie de protection contre le radon en Suisse selon les nouvelles connaissances scientifiques et les normes internationales. Durant l'année 2015, l'OFSP a mis l'accent sur la révision de l'ordonnance sur la protection (ORaP), ainsi que sur la prise en compte du radon dans la formation des professionnels du bâtiment et dans les prescriptions de construction.

Révision des ordonnances relatives à la radioprotection

En octobre 2015, le Département fédéral de l'intérieur (DFI) a envoyé en procédure d'audition la révision des ordonnances relatives à la radioprotection pour une durée de 4 mois. Les dispositions concernant le radon figurent dans l'ORaP, mais aussi dans les ordonnances du DFI sur la dosimétrie, la formation en radioprotection et les émoluments. Le projet de texte prévoit l'adoption d'un niveau de référence de 300 Bq/m³ pour la concentration en radon (en moyenne annuelle) dans les bâtiments. Les autorités délivrant les permis de construire pour des bâtiments neufs et rénovés devront par ailleurs informer systématiquement les maîtres d'ouvrage sur le thème du radon. Une mesure systématique du radon, à la charge du propriétaire, est envisagée dans les nouvelles constructions. Concernant la mise en œuvre de mesures correctives, il est prévu d'appliquer une approche graduelle, les bâtiments neufs, les écoles et les jardins d'enfants devant être assainis prioritairement.

Journées de l'OFSP pour tous les niveaux de formation du secteur de la construction

L'OFSP a organisé deux journées pour la branche de la construction afin de mettre en œuvre la mesure VI «Formation des professionnels» du Plan d'action radon 2012-2020. La rencontre du 13 mars 2015 était destinée aux responsables des organisations du monde du travail (OrTra). L'OFSP a pu compter sur la participation de représentants de 18 associations professionnelles de la construction, couvrant



Figure 1:
Des représentants d'OrTra formulent des demandes et des souhaits à l'intention de l'OFSP, 13 mars 2015.

68 titres de formation professionnelle de base et supérieure. La journée du 6 novembre 2015 était quant à elle destinée aux enseignants des écoles d'ingénierie et d'architecture. Des représentants de 2 hautes écoles et 10 hautes écoles spécialisées étaient présents, constituant un total de 45 filières de formation. A l'occasion de ces deux rencontres, l'OFSP a informé les participants sur l'état actuel des connaissances en matière de radon. Les erreurs susceptibles de se produire dans les phases de planification et de réalisation d'un projet ainsi que lors de l'exploitation de bâtiments ont été présentées en se basant sur 27 cas concrets. Des exemples de réussite issus de la pratique ont par ailleurs permis de montrer comment la problématique du radon peut être intégrée de manière conséquente dans la formation. Les associations professionnelles ont manifesté une grande ouverture à l'égard des propositions de l'OFSP concernant leur intégration dans les cours et les programmes de formation.

Mesures du radon

Le groupe radon de l'Institut fédéral de métrologie (METAS) s'est réuni trois fois au cours de cette année. L'élaboration de protocoles de mesure pour différents types de bâtiments a bien avancé. Ainsi, les travaux relatifs aux protocoles pour les locaux d'habitation et de séjour ainsi que pour les écoles et les jardins d'enfants ont pu être achevés. Les principales modifications par rapport à la pratique actuelle dans de tels locaux consistent en l'abandon de la correction saisonnière et à la fixation contraignante d'une durée de mesure de trois mois durant la période de chauffage. Dès l'entrée en vigueur de l'ORaP révisée, il est prévu que ces protocoles de mesure fassent partie intégrante de la décision d'agrément délivrée aux services de mesure du radon.

Les mesures de test réalisées au Tessin dans le cadre du projet d'élaboration d'un protocole pour les mesures de courte durée sont arrivées à leur terme. En première analyse, la stratégie choisie semble prometteuse. En sélectionnant correctement le dispositif de mesure, il est possible en quelques jours d'estimer la situation au niveau du radon dans un bâtiment donné. Une mesure de courte durée ne peut certes pas remplacer une mesure agréée pour la détermination de la valeur moyenne annuelle, mais elle permet d'estimer de manière fondée le radon potentiellement présent. Le projet doit être terminé d'ici à fin 2016.

Mesures de construction liées à la protection contre le radon

Un groupe de travail a été mis sur pied afin de réviser les recommandations de l'OFSP concernant la protection contre le radon dans les bâtiments neufs. Ce projet a pour but d'adapter ces recommandations aux nouvelles dispositions de protection contre le radon de la norme SIA 180 de 2014 et de confronter les méthodes figurant dans la brochure internationale «Radon: méthodes de prévention pour les nouvelles constructions» à l'avis de professionnels de la construction. Ce groupe intègre des représentants de la SIA, un physicien du bâtiment, un architecte, un consultant en radon, ainsi que la Haute Ecole d'ingénieurs et d'architectes de Fribourg. Il est prévu de publier les recommandations révisées en 2016.

Un nouveau «guide technique sur le radon» traitant des exemples pratiques d'assainissement est en train d'être élaboré par le *Faktor Verlag*, en remplacement du guide technique actuel, qui a fait son temps et qui doit de toute manière être adapté en raison de la révision de l'ORaP. Ce nouveau manuel paraîtra début 2017.

International Atelier sur le radon au poste de travail

L'implémentation de la nouvelle directive EURATOM s'avère critique pour le radon au poste de travail; c'est pourquoi l'OFSP a organisé un atelier sur ce thème au Bureau international du travail (BIT) du 12 au 14 octobre 2015 à Genève, en collaboration avec les autorités de radioprotection française et norvégienne (ASN et NRPA) et sur mandat de l'Association des responsables des autorités compétentes en radioprotection en Europe (HERCA). L'objectif était de dégager une compréhension commune des articles de la directive européenne et d'émettre des recommandations. L'approche dosimétrique de la CIPR pour le calcul de l'exposition des travailleurs au radon fait encore défaut. Cet élément, nécessaire à l'évaluation de la dose et du risque radon spécifique du poste de travail, est crucial pour justifier et optimiser les mesures de réduction des expositions des travailleurs concernés.

Analyse prédictive et cartographie des concentrations de radon dans les locaux intérieurs en Suisse

L'Institut de radiophysique (IRA) à Lausanne a réalisé, en collaboration avec l'OFSP, un projet relatif à l'analyse et à la modélisation de la concentration en radon dans les locaux intérieurs (CRI) en Suisse dans le cadre d'une thèse de doctorat (titre: Predictive analysis and mapping of indoor radon concentrations in Switzerland, auteur: Georg Kropat). Dans la première phase, la CRI a été analysée en référence aux variables suivantes: type de détecteur, catégorie de bâtiment, fondation, année de construction, température extérieure moyenne durant la mesure, altitude et lithologie[1]. Toutes ces variables ont présenté une relation significative avec la CRI. Par ailleurs, une méthode de groupement automatique des classes géologiques a été développée en fonction de leurs caractéristiques liées à la CRI [2].

La deuxième partie du projet était consacrée à la modélisation de la CRI. Entre autres, une méthode a été développée pour cartographier, avec un intervalle de confiance donné, la probabilité de dépassement de la valeur de référence de 300 Bq/m³[3]. La figure 2 montre un scénario possible pour la publication de ces résultats. L'utilisateur peut introduire les caractéristiques et les coordonnées de sa maison et obtenir ainsi l'indice de probabilité de se situer au-dessus d'une certaine concentration de radon.

Références

- 1] Kropat G. & al., Major influencing factors of indoor radon concentrations in Switzerland, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 129, 2014, pages 7–22.
- 2] Kropat G. & al., Improved predictive mapping of indoor radon concentrations using ensemble regression trees based on automatic clustering of geological units. Journal of Environmental Radioactivity. Vol. 147, 2015, pages 51–62.
- 3] Kropat G. & al., Predictive analysis and mapping of indoor radon concentrations in a complex environment using kernel estimation: An application to Switzerland, The Science of the Total Environment, Vol. 505, 2015, pages 137–148

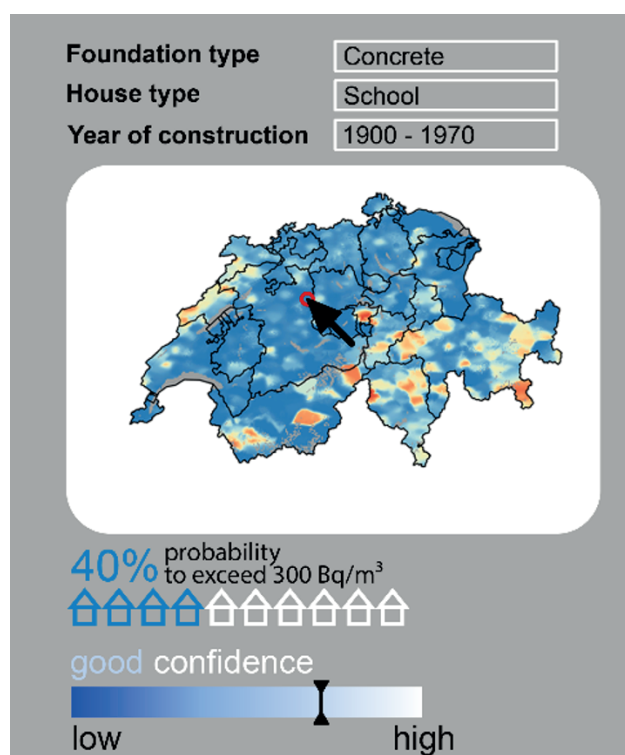


Figure 2: Exemple de communication sur la probabilité de dépassement d'une CRI donnée, en fonction de caractéristiques de construction données.

10.2 Radon

M. Palacios
C. Murith
Radiologische Risiken
Abteilung Strahlenschutz
3003 Bern

Zusammenfassung

Der Bundesrat hat 2011 den Aktionsplan Radon 2012-2020 gutgeheissen, mit dem in erster Linie die Strategie zum Schutz gegen Radon den neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und internationalen Richtlinien angepasst werden soll. Im Jahr 2015 lag der Fokus des BAG auf der Revision der Strahlenschutzverordnung in diesem Bereich und auf der Berücksichtigung der Radonproblematik in der Grundausbildung der Bauberufe und den Bauvorschriften.

Revision der Verordnungen zum Strahlenschutz

Im Oktober 2015 hat das Eidgenössische Departement des Innern (EDI) die Revision der Strahlenschutzverordnung (StSV) für vier Monate in die Vernehmlassung geschickt. Bestimmungen zum Radon sind in der StSV zu finden, aber auch in den Verordnungen des EDI über die Dosimetrie, über die Ausbildungen im Strahlenschutz und über die Gebühren. Der Entwurf sieht die Anpassung des Referenzwerts auf 300 Bq/m³ für die Radonkonzentration in Gebäuden (im Jahresdurchschnitt) vor. Behörden, die Baubewilligungen für Neu- und Umbauten erteilen, müssen die Bauherren konsequent über die Radonproblematik informieren. Bei Neubauten ist eine systematische Radonmessung zu Lasten des Eigentümers vorgesehen. Bei der Umsetzung von Korrekturmassnahmen wird ein abgestufter Ansatz verfolgt, wobei Neubauten, Schulen und Kindergärten prioritär saniert werden.

BAG-Tagungen für alle Ausbildungs-Stufen im Baugewerbe

Für die Umsetzung der Massnahme 6 «Ausbildung von Baufachleuten» im Radonaktionsplan 2012-2020 hat das BAG zwei Tagungen für das Baugewerbe organisiert. Am 13. März 2015 fand eine Tagung für die Verantwortlichen der Organisationen der Arbeitswelt (OdA) statt. Das BAG konnte Vertreter von 18 Verbänden der Bauberufe begrüßen, die insgesamt 68 Berufsabschlüsse der beruflichen Grundbildung und der höheren Berufsbildung vertraten. Am 6. November 2015 folgte die Tagung für Dozierende im Ingenieur- und Architekturwesen. Die Teilnehmenden vertraten zwei Hoch-



Figur 1:
Vertreter formulieren Anliegen und Wünsche ans BAG, 13. März 2015.

schulen sowie zehn Fachhochschulen mit insgesamt 45 Ausbildungslehrgängen. Die Teilnehmenden dieser zwei Tagungen wurden über den heutigen Wissenstand rund um Radon informiert. Anhand von 27 konkreten Beispielen wurden mögliche Fehler bei Planung und Projektierung, Realisierung und Bewirtschaftung von Gebäuden erläutert. Erfolgreiche Praxisbeispiele zeigten auf, wie sich die Radonproblematik konsequent in die Ausbildung integrieren lässt. Bei den Berufsverbänden ist eine grosse Bereitschaft vorhanden, die Anliegen des BAG in die Ausbildungslehrgänge sowie in die Bildungspläne einzuarbeiten.

tretern des SIA, einem Bauphysiker, einem Architekten, einer Radonfachperson sowie Vertretern der Hochschule für Technik und Architektur Freiburg. Die Publikation der revidierten Empfehlungen ist für 2016 vorgesehen.

Da die technische Dokumentation vom BAG langsam in die Jahre gekommen ist und aufgrund der Revision der StSV sowieso angepasst werden muss, erarbeitet der Faktor Verlag ein neues Radonhandbuch, das die bisherige technische Dokumentation ersetzt und praktische Sanierungsbeispiele behandelt. Das Handbuch erscheint Anfang 2017.

Radonmessungen

Die Radongruppe METAS (Eidg. Institut für Metrologie) hat sich in diesem Jahr zu drei Sitzungen getroffen. Die Entwicklung von Messprotokollen für verschiedene Gebäudetypen ist gut vorangekommen. So konnten die Protokolle für Wohn- und Aufenthaltsräume sowie für Schulen und Kindergärten abgeschlossen werden. Die wichtigsten Veränderungen zur bisherigen Praxis in solchen Räumen sind der Verzicht auf eine saisonale Korrektur und die zwingende Festschreibung einer dreimonatigen Messdauer während der Heizperiode. Ab Inkrafttreten der revidierten Strahlenschutzverordnung ist vorgesehen, diese Messprotokolle als Bestandteil der Anerkennungsverfügung einzusetzen.

Im Rahmen des Projekts zur Erarbeitung eines Messprotokolls für Kurzzeitmessungen wurden die Testmessungen im Tessin abgeschlossen. Eine erste Analyse zeigt, dass die gewählte Strategie erfolgsversprechend ist. Bei richtig gewählter Messanlage ist es möglich, die Radonsituation in einem Gebäude innerhalb weniger Tage einzuschätzen. Eine Kurzzeitmessung kann zwar eine anerkannte Messung zur Bestimmung des Jahresmittelwertes nicht ersetzen, aber sie lässt eine gut begründete Aussage zum vorhandenen Radonpotential zu. Das Projekt soll bis Ende 2016 abgeschlossen werden.

International Workshop über Radon am Arbeitsplatz

Die Implementierung der neuen EURATOM-Richtlinie ist für die Radonproblematik am Arbeitsplatz kritisch. Aus diesem Grund organisierte das BAG vom 12. bis 14. Oktober 2015 einen Workshop zu diesem Thema. Er fand in den Räumlichkeiten der Internationalen Arbeitsorganisation (ILO) in Genf statt, in Zusammenarbeit mit den französischen und norwegischen Strahlenschutzbehörden (ASN und NRPA) und im Auftrag der europäischen Vereinigung HERCA (Heads of the Radiological protection Competent Authorities). Ziel war es, ein gemeinsames Verständnis der Artikel der europäischen Richtlinie zu erarbeiten und Empfehlungen herauszugeben. Es fehlt noch immer ein dosimetrischer Ansatz der ICRP für die Berechnung der Radonexposition von Arbeitnehmenden. Dieses Element ist für die Beurteilung von Dosis und Risiko im Zusammenhang mit Radon am Arbeitsplatz erforderlich und entscheidend, um die Massnahmen zu optimieren, welche die Exposition der betroffenen Arbeitnehmenden reduzieren.

Bauliche Massnahmen zum Radonschutz

Eine Arbeitsgruppe hat die Empfehlungen des BAG zum Radonschutz in Neubauten überarbeitet. Im Rahmen dieses Projekts sollen die Empfehlungen an die neuen Radonschutzbestimmungen der SIA-Norm 180 angepasst und die Methoden der internationalen Broschüre «Radon: Vorsorgemassnahmen bei Neubauten» Baufachleuten zur Beurteilung vorgelegt werden. Die Arbeitsgruppe besteht aus Ver-

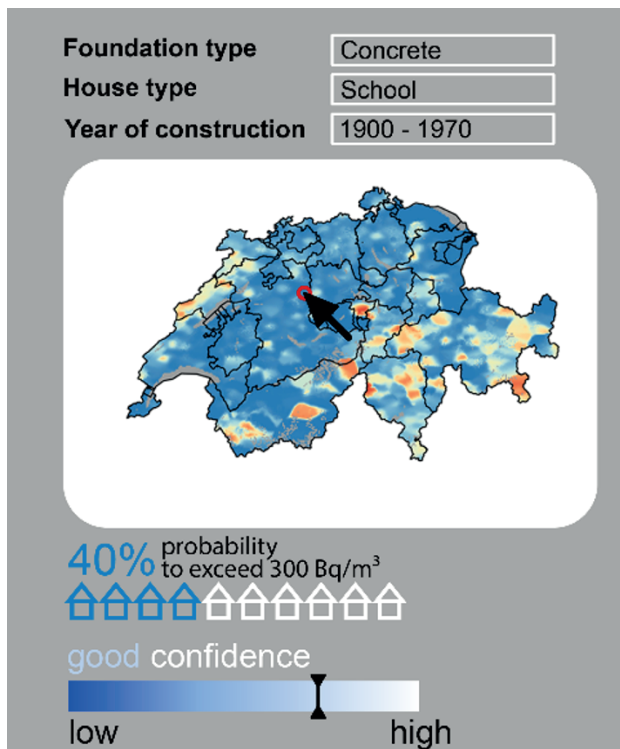
Prädiktive Analyse und Kartographie von Innenraum-Radonkonzentrationen in der Schweiz

Das Institut de radiophysique (IRA) in Lausanne hat in Zusammenarbeit mit dem BAG im Rahmen einer Doktorarbeit ein Projekt für die Analyse und die Modellierung von Innenraum-Radonkonzentrationen (IRK) in der Schweiz durchgeführt (Titel: «Predictive analysis and mapping of indoor radon concentrations in Switzerland», Autor: Georg Kropat). In der ersten Phase wurden IRK mit Bezug auf folgende Variablen analysiert[1]: Detektortyp, Gebäudekategorie, Fundament, Baujahr, mittlere Aussentemperatur während der Messung, Höhe und Lithologie. Alle Variablen zeigten einen signifikanten Zusammenhang mit IRK. Weiterhin wurde eine Methode zur automatischen Gruppierung geologischer Klassen entsprechend ihrer IRK-Charakteristik entwickelt[2].

Der zweite Teil des Projekts handelt von der Modellierung von IRK. Unter anderem wurde eine Methode entwickelt zur Kartographie der Wahrscheinlichkeit, und einem entsprechend Vertrauensindex, den Referenzwert von 300 Bq/m³ zu überschreiten[3]. Figur 2 zeigt ein mögliches Szenario zur Veröffentlichung dieser Ergebnisse. Der User kann hierbei die Charakteristiken und Koordinaten seines Hauses eingeben um die Wahrscheinlichkeit zu erhalten, über einer bestimmten IRK zu liegen.

Referenz

- 1] Kropat G. & al., Major influencing factors of indoor radon concentrations in Switzerland, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 129, 2014, pages 7–22.
- 2] Kropat G. & al., Improved predictive mapping of indoor radon concentrations using ensemble regression trees based on automatic clustering of geological units. Journal of Environmental Radioactivity. Vol. 147, 2015, pages 51–62.
- 3] Kropat G. & al., Predictive analysis and mapping of indoor radon concentrations in a complex environment using kernel estimation: An application to Switzerland, The Science of the Total Environment, Vol. 505, 2015, pages 137–148



Figur 2:
Beispiel zur Kommunikation der Wahrscheinlichkeit einen bestimmten IRK-Wert bei gegebenen Gebäudecharakteristiken zu überschreiten.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015 Résultats 2015



Anhänge

Annexes

Anhänge / Annexes	179
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants	180
2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	181
3. Das Messprogramm im Überblick	182
4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren	183
5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg	183
6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	184
7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	185



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. Palacios
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	F. Malacrida, P. Vojtyla
EAWAG	Wasserressourcen & Trinkwasser	Dübendorf	M. Brennwald, A. Lück, S. Bollhalder
ENSI	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat	Brugg / AG	G. Piller, F. Cartier, A. Leupin, B. Bucher, J. Löhle, M. Schibli, G. Schwarz, R. Habegger
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	J.-L. Loizeau, J. Dominik
IRA	Institut de Radiophysique, CHUV	Lausanne	F. Bochud, P. Froidevaux, M. Straub, F. Barraud
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	S. Rölli, J.A. Corcho Alvarado, M. Astner, F. Byrde, S. Wüthrich, N. Mosimann, H. Sahli, B. Balsiger
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg	Karlsruhe / D	R. Bechtler
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Zürich	C. Poretti, F. Stoffel
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen / AG	J. Eikenberg, M. Boschung, 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. Purtschert, P. Düring, T. Wagner,
	Departement für Chemie, Universität	Bern	S. Szidat

2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

AG	A. Breitenmoser	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	C. Ramseier	Laboratoire Cantonal ch. du Musée 15, 1700 Fribourg
GE	P. Edder, E. Cognard	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	A. Ceppi, C. de Renéville	Laboratoire Cantonal Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1
LU	S. Arpagaus, R. Brogioli	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonmattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern
NE	P.-F. Gobat	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	G. Peduto	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	M. Brunner, 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: 66 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch das 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 (RSMVA) 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	Getreide-Mischproben 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, Kehrrechtverbrennungsanlagen, 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	Säuglingsanfangs- und Folgenahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Cäsiumisotope	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Plutonium- und Transplutoniumisotope (z.B. ²³⁹ Pu und ²⁴¹ Am)	0.1	80	20	1	800
Uran- und Thoriumreihe Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	---	50	10	10	500
Uran- und Thoriumreihe Gruppe II: ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³¹ Pa	---	5 (**)	1	1	50 (***)
Übrige künstliche Radionuklide	10	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg; in Wildbeeren: 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 2016

Weitere Informationen und Bezugsquelle:
BAG, Direktionsbereich Verbraucherschutz, Abteilung Strahlenschutz,
Umweltradioaktivität, 3003 Bern

Telefon +41 (0)58 462 96 14, Telefax +41 (0)58 462 83 83
E-Mail: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch, www.radenviro.ch

Impressum

@ Office fédéral de la santé publique (OFSP)
Editeur: Office fédéral de la santé publique
Layout: André Gurtner, URA
Date de publication: Juillet 2016

Informations supplémentaires et diffusion:
OFSP, Unité de Direction Protection des consommateurs,
Division Radioprotection, Radioactivité de l'environnement, 3003 Berne

Téléphone +41 (0)58 462 96 15, Téléfax +41 (0)58 462 83 83
Courriel: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch, www.radenviro.ch