

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

2010



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

2010



Avant-propos

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

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

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

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

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

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

Avec le présent rapport vous prenez connaissance du résultat de ce processus pour l'année 2010.

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

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

Vorwort

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

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

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

Diese Zusammenarbeit hat sich seit Jahren bewährt. Regelmässige Diskussionen und ein ständiger Erfahrungsaustausch tragen zur Qualitätssicherung bei und geben immer wieder neue Impulse für Verbesserungen. Fast alle der genannten Stellen verfassen ihre eigenen Beiträge zum Jahresbericht. In einer review-Runde werden diese Artikel dann kritisch gegengelesen und diskutiert. Anschliessend bietet die jährliche Redaktionssitzung die Gelegenheit wichtige Fragen und letzte Korrekturen im Plenum zu besprechen. Das Ergebnis dieses Prozesses für das Jahr 2010 finden Sie im vorliegenden Bericht.

Wir danken allen beteiligten Stellen und Labors für ihre Mitarbeit.

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

Inhaltverzeichnis - Sommaire



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

1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2010	15
Beurteilung	19
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	20
Tâches	20
Résultats de la surveillance de l'environnement 2010	21
Evaluation	25



2 Strahlendosen - Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	28
Einführung	28
Strahlendosen der Bevölkerung	28
Strahlenbelastung durch Radon	29
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	29
Terrestrische und kosmische Strahlung	29
Radionuklide in der Nahrung	29
Künstliche Strahlenquellen	30
Berufliche Strahlenexposition	30
2.2 Doses de rayonnements	31
Introduction	31
Doses de rayonnements reçues par la population	31
Doses de rayonnements dues au radon	32
Doses de rayonnements dues au diagnostic médical	32
Rayonnement terrestre et rayonnement cosmique	32
Radionucléides dans les aliments	32
Autres sources artificielles de rayonnements	33
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	33



3 Externe Strahlung - Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	37
Résultats in situ 2010	38
Conclusions	39

Inhaltverzeichnis - Sommaire

3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	40
Zusammenfassung	40
Übersicht	41
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2010	42
3.3 Aeroradiometrische Messungen	47
Zusammenfassung	47
Einleitung	47
Messungen und Messresultate 2010	48



4 Umwelt- Environnement

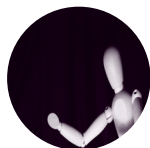
4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets	52
Résumé	52
Air	52
Réseau automatique de surveillance de l'air	53
Précipitations	57
Rivières	58
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	59
4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	60
Zusammenfassung	60
Vorgeschichte	60
Messkampagne «Eyjafjöll»	62
4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen	63
Zusammenfassung	63
Ziele	63
Methoden	63
Kernanlagen	64
Andere Betriebe	69
4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe	72
Résumé	72
Introduction	72
Résultats et discussion	73
Conclusions	74



5 Lebensmittel - Denrées alimentaires

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

Inhaltverzeichnis - Sommaire



6 Radioaktivität im Menschen - Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2010	85
Zusammenfassung	85
Ziel der Messungen	85
Messmethode	85
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	86
^{40}K -Gehalt des Körpers	86
6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	87
Résumé	87
Introduction	87
Conclusions	88



7 Messung von Spezialnukliden - Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37 und Tritium	90
Zusammenfassung	90
Kohlenstoff-14	90
Kernkraftwerk Gösgen	92
Kernkraftwerk Mühleberg	93
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau	93
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	94
Messungen in der Region Basel Stadt	94
Argon-37 (^{37}Ar)	97
Tritium (^3H)	98
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	100
Résumé	100
Méthode de séparation chimique	101
Résultats	103

Inhaltverzeichnis - Sommaire



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

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	107
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	116
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	117
Zusammenfassung	117
Übersicht	117
Systeminstandhaltung und -ergänzung	119
Systemverfügbarkeit und Störungen	119
Qualitätssicherung	120
Messergebnisse	120
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	123
Zusammenfassung	123
Einleitung	123
Radiochemische Trennmethoden	124
Staubfangplatten	124
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	126
Résumé	126
Introduction	126
Méthodologie	127
Résultats	127
Conclusions	131
8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)	132
Résumé	132
Programme de surveillance de l'OFSP	132
Mesures de l'exposition ambiante	133
Mesures dans le milieu atmosphérique	133
Mesures dans le milieu terrestre	134
Mesures dans le milieu aquatique	134
Conclusions	136
8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	137
Résumé	137
Le CERN	137
Aspects environnementaux	138
Programme de surveillance	139
Résultats 2010	139
Impact radiologique	142
Conclusions	143

Inhaltverzeichnis - Sommaire



9 Industrien und Spitäler - Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	146
Zusammenfassung	146
9.2 Emissionen der Spitäler	149
Zusammenfassung	149
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	149
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	149



10 Radon

10.1 Radon	155
Einführung	155
Radonprogramme	155
Messungen und Kartierung	156
Bauvorschriften und Sanierungsprogramm	156
Ausbildung und Kommunikation	156
10.2 Radon	157
Introduction	157
Gestion du programme radon	157
Mesures et cartographie	158
Prescriptions de construction et programme d'assainissement	158
Formation et communication	158



Anhänge - Annexes

Anhänge	159
Annexes	159
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants	160
2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	161
3. Das Messprogramm im Überblick	162
4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren	163
5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg	163
6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	164
7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	165

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010 Résultats 2010



1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung Surveillance de l'environnement: Résumé

1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2010	15
Beurteilung	19
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	20
Tâches	20
Résultats de la surveillance de l'environnement 2010	21
Evaluation	25



1.1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung

S. Estier, P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Auftrag und Messprogramm

Überwachung der Umweltradioaktivität

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

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

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

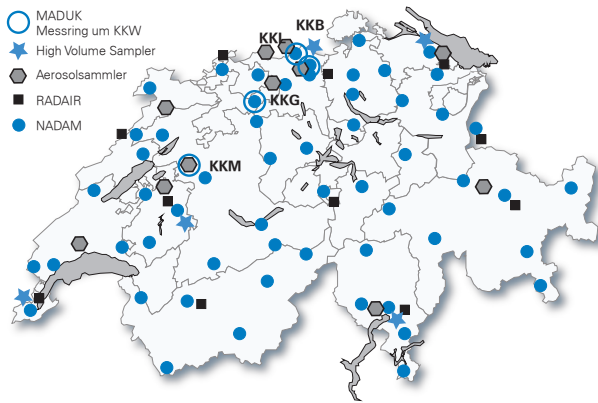
Um allen diesen Zielen nachzukommen, erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm in Zusammenarbeit mit dem ENSI, der Suva und den Kantonen. Es koordiniert dieses Überwachungsprogramm, an dem auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute beteiligt sind. Die Liste der am Überwachungsprogramm beteiligten Laboratorien findet sich in den Anhängen 1 und 2. Das BAG sammelt und wertet die Daten aus und veröffentlicht jährlich die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung zusammen mit den für die Bevölkerung daraus resultierenden Strahlendosen.

Messprogramm (siehe Anhänge 3 und 4)

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

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

Automatische Messnetze (Figur 1) erfassen die Dosisleistung im ganzen Land (NADAM = Alarm- und Messnetz zur Bestimmung der Dosisleistung), in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK = Messnetz in der Umgebung der Kernanlagen zur Be-



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

stimmung 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. Eine Auswahl der Ergebnisse ist auf dem Internet verfügbar unter www.str-rad.ch. Die Messprogramme sind vergleichbar mit denjenigen unserer Nachbarländer. Die Methoden für die Probenentnahme und die Messprogramme entsprechen dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik. Die Qualitätskontrolle erfolgt durch eine regelmässige Teilnahme der Laboratorien an nationalen und internationalen Vergleichsmessungen.

Ergebnisse der Umweltüberwachung 2010

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 Jahres- und Kurzzeitabgabegrenzwerte 2010 eingehalten haben.

Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der

Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2010 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt. Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren der Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub (maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation von rund 150 Promille in der Umgebung des Kernkraftwerks Leibstadt). Zur Orientierung: Eine zusätzliche ^{14}C -Aktivität von 100 Promille in den Lebensmitteln würde zu einer zusätzlichen jährlichen Dosis von einem Mikrosievert führen. In den Flüssen sind die Auswirkungen der flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke namentlich im Fall der Kobalt-Isotope sowie beim ^{54}Mn in Wasser und Sedimenten messbar. Leicht erhöhte Tritium-Werte im Bereich von 5 bis 10 Bq pro Liter ergaben sich sporadisch in der Aare und im Rhein. Die Messungen zur Radioaktivität in den Lebensmitteln zeigten keinen Einfluss der Kernkraftwerke.

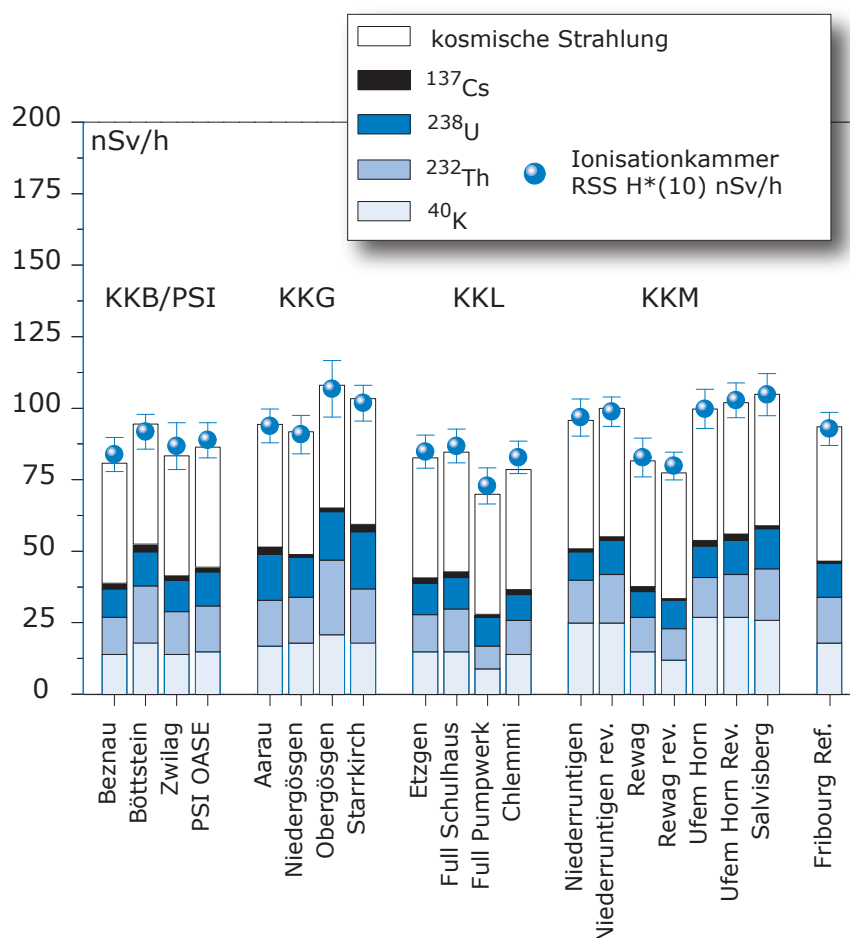
Gemäss Figur 2 ergaben die Umweltmessungen mit Ausnahme der erwähnten Beispiele keine Unterschiede gegenüber Orten ausserhalb des Einflussbereichs der Kernkraftwerke. Die natürliche Radioaktivität dominiert demnach, und die messbaren Kontaminationen sind vorwiegend eine Folge der Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren und des Reaktorunfalls in Tschernobyl (^{137}Cs).

Einen Überblick über die Ergebnisse der Überwachung der Umgebung von Kernanlagen bietet das Kapitel 8.5 dieses Berichtes.

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

Überwachung der Forschungszentren

Was das CERN betrifft, hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen durch die Sicherheitskommission des CERN gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2010 ebenfalls 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 vereinzelt Spuren der Radionuklide ^{24}Na und ^{131}I in der Luft, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden. Die Strahlenbelastung durch das CERN ist für die Umwelt und die Bevölkerung in der



Figur 2:

Beiträge zur Ortsdosis ($H^*(10)$) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2010 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie in Freiburg gemessen wurden. Diese Beiträge wurden ausgehend von Messungen durch In-situ-Gammaspektrometrie berechnet. Ausserdem ist das Ergebnis der direkten Messung der Gesamtdosis mit Hilfe einer Ionisationskammer dargestellt. Damit lässt sich die Zuverlässigkeit der Methode abschätzen.

Umgebung nach wie vor gering, da die maximalen Aktivitäten der Radionuklide, die auf die Tätigkeit des CERN zurückzuführen sind, weniger als 1 Prozent des in der Schweiz geltenden Immissionsgrenzwerts erreichen.

Tritium aus der Industrie

Auch Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. Tritium ist in der Schweiz das am häufigsten industriell verwendete Radionuklid. In gewissen Unternehmen wird zum Beispiel Tritium zur Herstellung von Tritiumgas-Leuchtquellen oder von radioaktiven Markern für die Forschung verwendet. Die Produktion von Tritium-Leuchtfarbe für die Uhrenindustrie wurde 2008 dagegen eingestellt. Gelegentlich kommen weitere Radionuklide zum Einsatz, aber nur in sehr geringen Mengen. Die Unternehmen sind verpflichtet, ihre Emissionen der Aufsichtsbehörde zu melden. In den letzten Jahren erreichten diese Abgaben 10 bis 30% der Grenzwerte. Das BAG führt ein spezifisches Überwachungsprogramm zur

Kontrolle der Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe durch. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer.

In der Nahumgebung von Betrieben, die Tritium verarbeiten, wurde 2010 für dieses Radionuklid eine maximale Konzentration von 2'200 Bq pro Liter in den Niederschlagsproben aus der Nähe der Firma RC-Tritec Teufen/AR registriert (wöchentliche Probe, Jahresmittelwert von 180 Bq pro Liter). Dieser Wert entspricht ca. 20% des Immissionsgrenzwertes der Strahlenschutzverordnung für öffentlich zugängliche Gewässer. Die Firma hat 2008 die Herstellung von Leuchtfarbe für die Uhrenindustrie eingestellt. Die Abgaben im Frühjahr 2010 entstanden durch Dekontaminationsarbeiten in den alten Labors. Bei der Firma mb microtec in Niederruntigen/BE wurde ein Maximalwert von 1'800 Bq/L und ein Jahresmittel von 600 Bq/L im Niederschlag gemessen. Die Werte nehmen mit zunehmender Distanz deutlich ab, weshalb die Niederschläge in

der weiteren Umgebung lediglich noch einige Bq Tritium pro Liter aufweisen. In der Umgebung der Firma mb-microtec wurden auch Proben von Milch sowie von verschiedenen Früchten und Gemüse untersucht. Die Analysen ergaben, dass der Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq pro Liter nicht überschritten wurde. Konkret lagen die Tritiumkonzentrationen in den Destillaten der geprüften Produkte in einer Bandbreite von 5 bis 60 Bq pro Liter für Milch (5 Stichproben) und zwischen 5 und 70 Bq pro Liter für Früchte und Gemüse (10 Stichproben).

Seit rund zehn Jahren nahm die Zahl der Tritiumleuchtfarbensetzateliers in der Region von La Chaux-de-Fonds ständig ab und 2008 wurde schliesslich der Betrieb der letzten Setzateliers eingestellt. Die Überwachung der Abwässer der betreffenden Kehrlichtverbrennungs- und Kläranlagen auf Tritium wurde dennoch auch 2010 beibehalten. Die Messergebnisse bestätigten den allgemeinen Trend einer ständigen Abnahme.

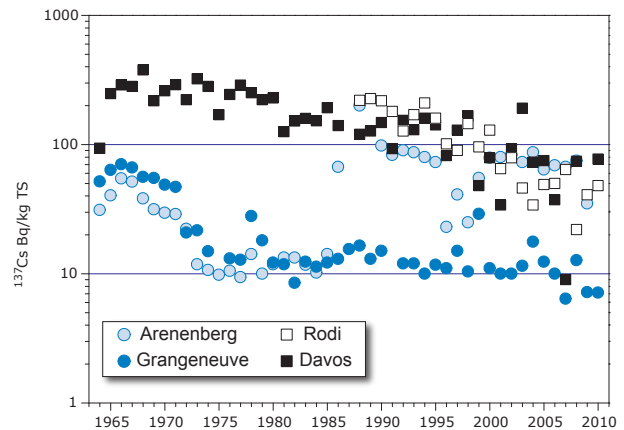
Emissionen von Radionukliden aus den Spitälern

In Spitälern wird bei der Diagnostik und Behandlung von Schilddrüsenerkrankungen ^{131}I verwendet, in geringeren Mengen kommen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken auch andere Radionuklide zum Einsatz. Iodtherapie-Patienten, die mit weniger als 200 MBq (1 MegaBq = 10^6 Bq) ambulant behandelt wurden, dürfen das Spital nach der Therapie verlassen. Bei über 200 MBq müssen die Patienten mindestens während der ersten 48 Stunden in speziellen Zimmern isoliert werden. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziellen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach Abklingen unter die bewilligten Immissionsgrenzwerte an die Umwelt abgegeben. Nach Art. 102 der Strahlenschutzverordnung darf die Konzentration von ^{131}I bei der Abgabe in öffentlich zugängliche Gewässer 10 Bq pro Liter nicht übersteigen. 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.

Allgemeine Überwachung:

Luft, Niederschläge, Gewässer, Boden, Gras sowie Milch und andere Lebensmittel

Das automatische Überwachungsnetz für die Radioaktivität der Luft (RADAIR) hat die Aufgabe, bei einer Zunahme der Radioaktivität in der Atmosphäre rasch zu alarmieren. Das Netz funktionierte 2010 ohne Unterbruch. Parallel zum Warnsystem RA-

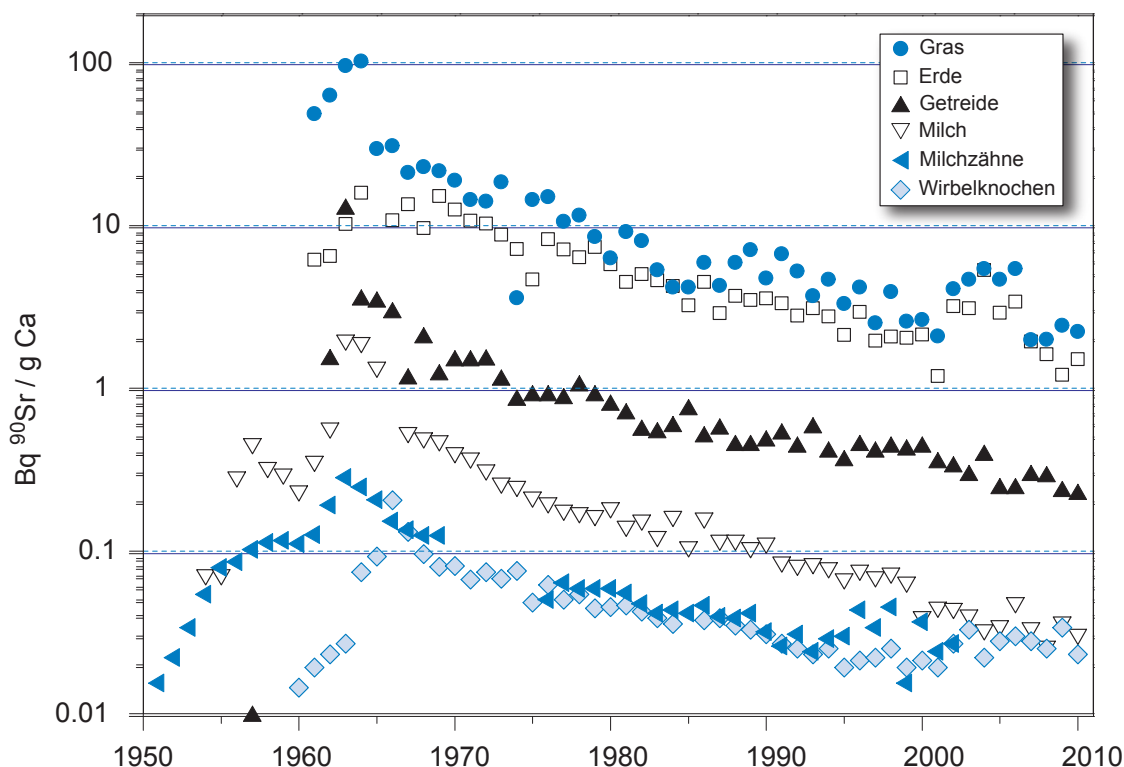


Figur 3: ^{137}Cs (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2010).

DAIR betreibt das BAG ein Netz von Hoch-Volumen-Aerosolsammlern zur Bestimmung der effektiven Radioaktivitätswerte in der Luft. Die Ergebnisse dieser Messungen sind auf dem Internet verfügbar (www.str-rad.ch) und zeigen, dass die Radioaktivität der Luft vorwiegend auf natürliche Radionuklide zurückgeht, namentlich auf ^7Be , ^{210}Pb sowie weitere Folgeprodukte der natürlichen Uran-Zerfallsreihe (Radon-Zerfallprodukte). Bei den Niederschlägen ist die Radioaktivität hauptsächlich auf ^7Be und Tritium – beides Produkte der kosmischen Strahlung – zurückzuführen. In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel wenige Bq pro Liter.

Auch beim Erdboden, einem guten Integrator für sämtliche Ablagerungen aus der Luft, dominieren die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen und das Kalium-40. Die künstlichen Isotope zeigen regionale Unterschiede, die mit der unterschiedlichen Ablagerung 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.

Auch in Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ^{40}K . Künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{90}Sr (siehe Figur 4), die von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden, sind im Gras nur noch in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie im Boden. Die Getreideproben zeigten keine nennenswerten Aktivitäten. Bei der Kuhmilch lag der ^{137}Cs -Gehalt meist unter der Nachweisgrenze; eine Überschreitung des bei 10 Bq pro Liter festgelegten Toleranzwerts dieses Radionuklids für Milch wurde aber nicht festgestellt.

**Figur 4:**

^{90}Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2010 entnommenen Proben (logarithmische Skala).

^{137}Cs -Konzentrationen in Lebensmitteln, die über dem Toleranzwert von 10 Bq/kg lagen, wurden 2010 nur bei Importen festgestellt (2 Schwarztees und eine Haselnussprobe; Maximum: 35 Bq/kg). Bei Wildbeeren (Heidelbeeren und andere) wurde der Toleranzwert von 100 Bq/kg nicht überschritten. Hingegen zeigte eine Wildbeerenprobe aus Osteuropa eine ^{90}Sr Konzentration über dem Toleranzwert von 1 Bq/kg. Gewisse einheimische Pilze wie Röhrlinge und Zigeunerpilze wiesen noch einen erhöhten ^{137}Cs -Gehalt auf. Alle gemessenen einheimischen und importierten Pilze lagen unterhalb des Toleranzwertes von 600 Bq/kg.

Die erwähnten Überschreitungen von Toleranzwerten sind alle eine Folge der bekannten Umweltbelastungen durch die oberirdischen Atombombentests und den Tschernobyl-Unfall.

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 jährlich durchgeführten Ganzkörpermessungen an Schülerinnen und Schülern in Genf ergaben ^{137}Cs -Werte, die unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/kg lagen. Für das natürliche ^{40}K hingegen wurden Werte von rund 55 Bq/kg bei den Frauen und 70 Bq/kg bei

den Männern gemessen. Die ^{90}Sr -Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen lag bei einigen Hundertstel Bq/g Kalzium (Figur 4). Strontium wird vom menschlichen Körper ebenso wie Kalzium in Knochen und Zähnen eingelagert. Die Wirbelknochen werden als Indikator für die Kontamination des Skeletts herangezogen, weil diese Knochen eine besonders ausgeprägte Schwammstruktur aufweisen und rasch Kalzium über das Blutplasma austauschen. An Wirbelknochen von im laufenden Jahr verstorbenen Personen lässt sich das Ausmass der Kontamination der Nahrungskette mit ^{90}Sr eruieren. Die Milchzähne wiederum bilden sich in den Monaten vor der Geburt und während der Stillphase. Der Strontiumgehalt wird gemessen, wenn der Milchzahn von selbst ausfällt. Er gibt im Nachhinein einen Anhaltspunkt darüber, wie stark die Nahrungskette der Mutter zum Zeitpunkt der Geburt des Kindes kontaminiert war. Die in den Milchzähnen gemessenen Strontiumwerte (Figur 4) sind deshalb nach Geburtsjahr der Kinder aufgeführt. Dies erklärt, weshalb die Kurven zu den Milchzähnen und zur Milch beinahe parallel verlaufen.

Beurteilung

Strahlenrisiko durch künstliche Radioaktivität in der Umwelt klein geblieben

In der Schweiz lagen 2010 die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aufgrund künstlicher Strahlenquellen wie in den Vorjahren unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko kann daher als klein eingestuft werden.

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

Bei der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken sowie von Industriebetrieben und Forschungsanstalten, die mit radioaktiven Stoffen arbeiten, konnten 2010 unter anderem Spuren von ^{131}I (CERN) sowie erhöhte Konzentrationen von ^{14}C (Kernkraftwerke) und Tritium (Tritium verarbeitende Industrie) in der Umwelt nachgewiesen werden. Die Abgaben, die zu diesen erhöhten Werten führten, lagen aber unterhalb der erlaubten Grenzen und haben keine Überschreitung von Immissionsgrenzwerten verursacht. Damit ist auch die zusätzliche Strahlenbelastung der örtlichen Bevölkerung aufgrund dieser Einrichtungen sehr gering geblieben. Die niedrigen nachgewiesenen Werte künstlicher Radioaktivität können als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungsprogramme gedeutet werden.

1.2

Surveillance de l'environnement: Résumé

S. Estier, P. Steinmann

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

Tâches

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

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

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

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

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

Programme de mesures (voir annexes 3 et 4)

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

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

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

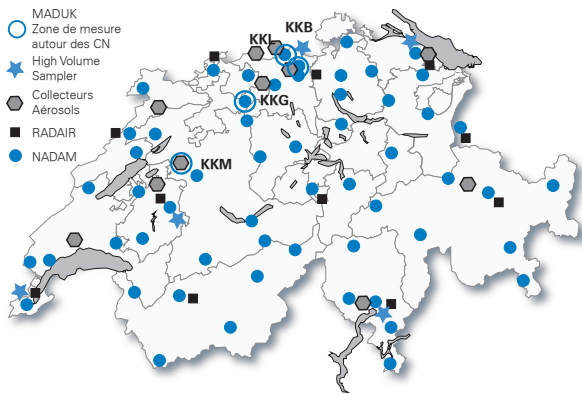


Figure 1:
Réseaux de mesure pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols).

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

Activités et résultats

Surveillance du voisinage des centrales nucléaires

Les valeurs limites pour les émissions des centrales nucléaires sont fixées par l'autorité compétente de telle sorte qu'aucune personne résidant à proximité ne puisse recevoir une dose effective supérieure à 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris). L'exploitant doit mesurer ses émissions et en communiquer le bilan à l'IFSN. Des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur des filtres à aérosols et à iode ainsi que sur des échantillons d'eau en phase de rejet permettent de vérifier régulièrement les valeurs déclarées aux autorités. Les divers contrôles ont confirmé le respect des limites réglementaires par les exploitants en 2010.

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 2010. Les méthodes de mesure mises en œuvre, d'une grande sensibilité, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques, comme des valeurs accrues de ^{14}C dans les feuillages (augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 150 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt). A titre indicatif, notons qu'une activité supplémentaire de 100 pour mille de ^{14}C dans les denrées alimentaires induit une dose annuelle supplémentaire de l'ordre de 1 micro-Sv. Dans les rivières, l'impact des rejets liquides des centrales nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt ainsi que pour le ^{54}Mn dans les eaux et les sédiments. Des valeurs de tritium légèrement accrues, de l'ordre de 5 à 10 Bq/l, ont été mesurées sporadiquement dans l'Aar et le Rhin. Les mesures de la radioactivité dans les denrées alimentaires n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque influence des centrales nucléaires.

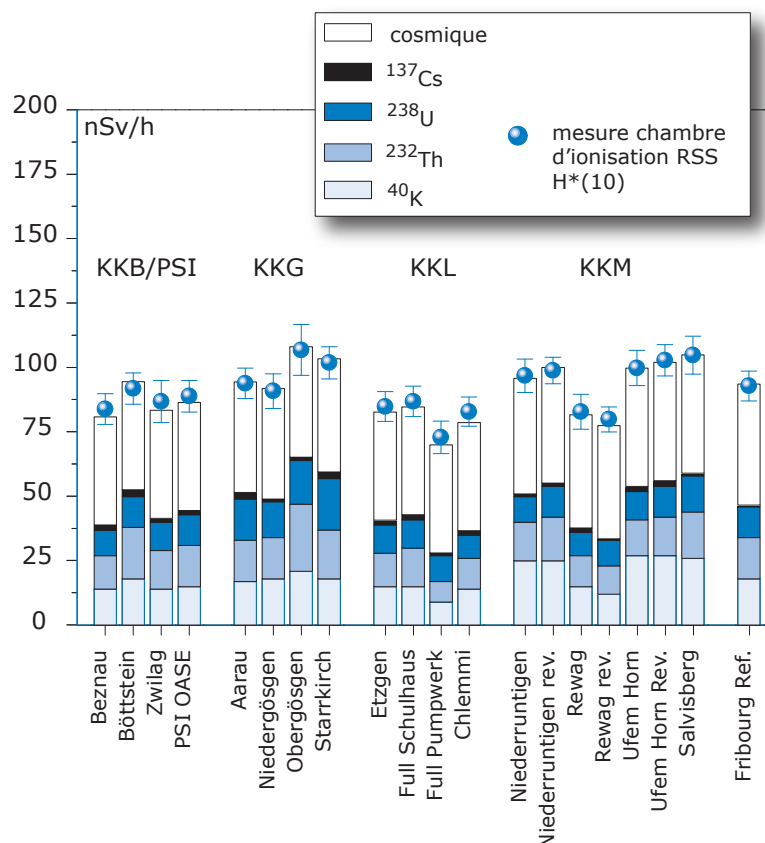
Un aperçu des résultats de la surveillance de l'environnement des installations nucléaires est présenté au chapitre 8.5 du présent rapport.

Hormis les exemples précités et comme le montre la figure 2, les résultats des mesures environnementales ne se distinguent pas de ceux relevés dans les endroits situés hors de l'influence des centrales nucléaires. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs).

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 le plus de précision possible, afin de répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public.

Surveillance des centres de recherche

Le contrôle des émissions des installations du CERN, effectué par la Commission de sécurité du CERN, a montré que les rejets effectifs se sont situés en 2010 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le programme de surveillance indépendant mis en œuvre par l'OFSP autour du centre de recherche. Les résultats des

**Figure 2:**

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ($H^*(10)$) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2010 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'à Fribourg. Ces contributions ont été calculées à partir des mesures de spectrométrie gamma in situ; le résultat de la mesure directe de l'exposition globale à l'aide d'une chambre d'ionisation est également représenté afin d'apprécier la fiabilité de la méthode.

mesures effectuées ont révélé la présence de traces sporadiques de certains radio-isotopes produits par les accélérateurs du CERN, notamment le ²⁴Na et l'¹³¹I dans l'air. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est toutefois resté faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au centre de recherche relevées dans l'environnement ont été inférieures à 1% des valeurs limites d'immissions suisses.

Tritium dans l'industrie

Certaines entreprises industrielles utilisent également des substances radioactives. Le tritium est le radionucléide le plus utilisé dans ce domaine en Suisse. Certaines industries ont par exemple recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. A noter que la production de peintures luminescentes à base de tritium destinées à l'industrie horlogère a été arrêtée en Suisse en 2008. Ces entreprises sont également tenues de communiquer à l'autorité de surveillance le bilan de leurs émissions. Au cours des dernières années, ces émissions ont

atteint entre 10 et 30% des valeurs limites. 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.

La concentration maximale enregistrée en 2010 dans les précipitations collectées dans les environs d'une entreprise utilisatrice de tritium s'est élevée à env. 2'200 Bq/l (prélèvement hebdomadaire; valeur annuelle moyenne : 180 Bq/l). Cette valeur, mesurée à Teufen/AR, à proximité immédiate de l'entreprise RC-Tritec, représente environ 20% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public. Cette entreprise a arrêté en 2008 la production de peinture luminescente pour l'industrie horlogère. Les travaux de décontamination des anciens laboratoires expliquent ce rejet au printemps 2010. Les mesures effectuées dans les précipitations au voisinage de l'entreprise mb microtec à Niederwangen/BE ont indiqué une concentration annuelle de 600 Bq/l et une valeur maximale de 1'800 Bq/l. Dans un voisinage plus éloigné, les précipitations

ne présentent plus que quelques Bq/l de tritium. Des échantillons de lait ainsi que de fruits et légumes divers ont également été prélevés au voisinage de l'entreprise mb-microtec. Les résultats montrent que la valeur de tolérance pour le tritium, à savoir 1'000 Bq/l, n'a pas été dépassée. En effet, les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont échelonnées entre 5 et 60 Bq/l pour le lait (5 échantillons) et entre 5 et 70 Bq/l pour les fruits et légumes (10 échantillons).

Notons finalement que la diminution progressive du nombre d'ateliers de posage spécialisés dans l'application de peintures luminescentes à base de tritium amorcée dans la région de La Chaux-de-Fonds il y a une dizaine d'années s'est achevée par la disparition totale de cette activité en 2008. La surveillance du tritium dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération et dans les eaux usées de la station d'épuration locale a toutefois été maintenue en 2010. Les résultats de mesure ont confirmé la tendance générale à la baisse.

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 en faibles quantités 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. Selon l'art. 102 de l'ordonnance sur la radioprotection, la concentration d' ^{131}I dans les eaux accessibles au public ne doit pas dépasser 10 Bq/l. 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.

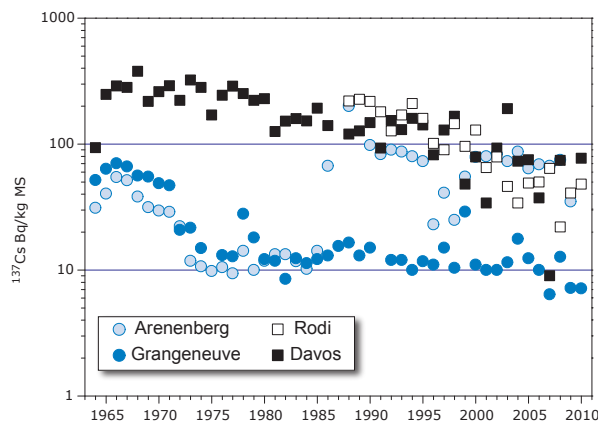


Figure 3:
 ^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964-2010).

Surveillance générale:

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

Le réseau automatique de détection de la radioactivité dans l'air (RADAIR) a pour fonction de déclencher une alarme très rapidement en cas d'augmentation de la radioactivité. Il a fonctionné sans interruption en 2010. Parallèlement au réseau d'alerte RADAIR, l'OFSP exploite un réseau de collecteurs d'aérosols à haut débit, afin de déterminer les niveaux réels de radioactivité dans l'air. Les résultats de ces mesures, qui sont disponibles sur Internet (www.str-rad.ch), montrent que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels que sont le ^7Be , le ^{210}Pb , ainsi que d'autres éléments de la série de désintégration naturelle de l'uranium (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. Dans les rivières, la teneur en tritium est généralement de quelques Bq/l.

Dans le sol, qui constitue un bon intégrateur des dépôts atmosphériques, la radioactivité naturelle est largement prépondérante: on y mesure les éléments des séries de désintégration de l'uranium et du thorium ainsi que le ^{40}K . Les isotopes artificiels montrent des différences régionales, liées aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Dans les Alpes et le sud des Alpes, les valeurs relevées pour le ^{137}Cs (voir fig. 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.

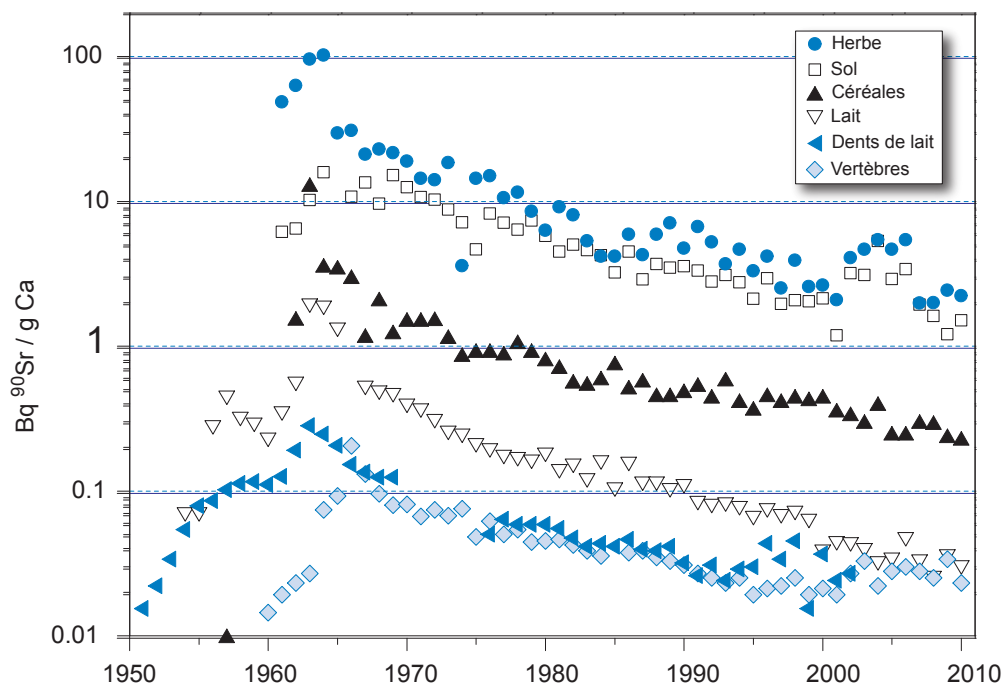


Figure 4:
⁹⁰Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2010

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 n'ont pas présenté d'activité significative. Dans le lait de vache, la teneur en ^{137}Cs est généralement restée inférieure à la limite de détection. Aucun dépassement de la valeur de tolérance fixée à 10 Bq/l pour ce radionucléide dans le lait n'a été enregistré. Notons que des valeurs légèrement supérieures à 10 Bq/kg pour le ^{137}Cs ont été enregistrées seulement dans trois échantillons importés (2 thés noirs, 1 échantillon de noisettes, maximum 35 Bq/kg).

Dans les myrtilles et autres baies sauvages indigènes ou importées, la valeur de tolérance pour le ^{137}Cs , fixée à 100 Bq/kg, n'a jamais été dépassée. Par contre, un échantillon en provenance d'Europe de l'Est analysés présentaient des teneurs en ^{90}Sr dépassant la valeur de tolérance fixée à 1 Bq/kg pour ce radionucléide.

Pour l'année 2010, les seules concentrations de ^{137}Cs au-dessus du niveau de tolérance de 10 Bq/kg ont été mesurées dans des aliments importés (2 thés noirs et un échantillon de noisette, maximum: 35 Bq/kg). Certains champignons sau-

vages indigènes, notamment les pholiotes ridées et les bolets bails, présentent toujours des valeurs accrues de ^{137}Cs . Aucun dépassement des valeurs de tolérance de 600 Bq/kg n'a été mis en évidence dans les champignons indigènes ou importés.

Les quelques dépassements des valeurs de tolérance constatés en Suisse dans les denrées alimentaires (indigènes ou importés) sont tous liés à d'anciennes contaminations.

Radioactivité assimilée par le corps humain

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

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

Evaluation

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

En Suisse, les concentrations radioactives dans l'environnement et les doses d'irradiation de la population provenant de sources de rayonnement artificielles sont restées en 2010, comme les années précédentes, inférieures aux limites légales; le risque sanitaire correspondant peut donc être considéré comme faible.

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

Dans le cadre de la surveillance du voisinage des centrales nucléaires, des centres de recherche et des industries travaillant avec des substances radioactives, des traces d' ^{131}I (CERN) ainsi que des concentrations plus élevées de ^{14}C (centrales nucléaires) ou de tritium (industries de traitement du tritium) ont, entre autres, pu être décelées en 2010 dans l'environnement. Les rejets à l'origine de la présence (accrue) de ces radionucléides se sont toutefois situés en-dessous des valeurs autorisées et n'ont entraîné aucun dépassement des valeurs limites d'immissions. Les conséquences radiologiques liées au fonctionnement de ces installations pour la population avoisinante sont donc restées très faibles. Les traces de radioactivité artificielle décelée témoignent de l'efficacité des programmes de surveillance mis en œuvre.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010 Résultats 2010



2

Strahlendosen Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	28
Einführung	28
Strahlendosen der Bevölkerung	28
Strahlenbelastung durch Radon	29
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	29
Terrestrische und kosmische Strahlung	29
Radionuklide in der Nahrung	29
Künstliche Strahlenquellen	30
Berufliche Strahlenexposition	30
2.2 Doses de rayonnements	31
Introduction	31
Doses de rayonnements reçues par la population	31
Doses de rayonnements dues au radon	32
Doses de rayonnements dues au diagnostic médical	32
Rayonnement terrestre et rayonnement cosmique	32
Radionucléides dans les aliments	32
Autres sources artificielles de rayonnements	33
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	33



2.1 Strahlendosen

P. Steinmann, S. Estier

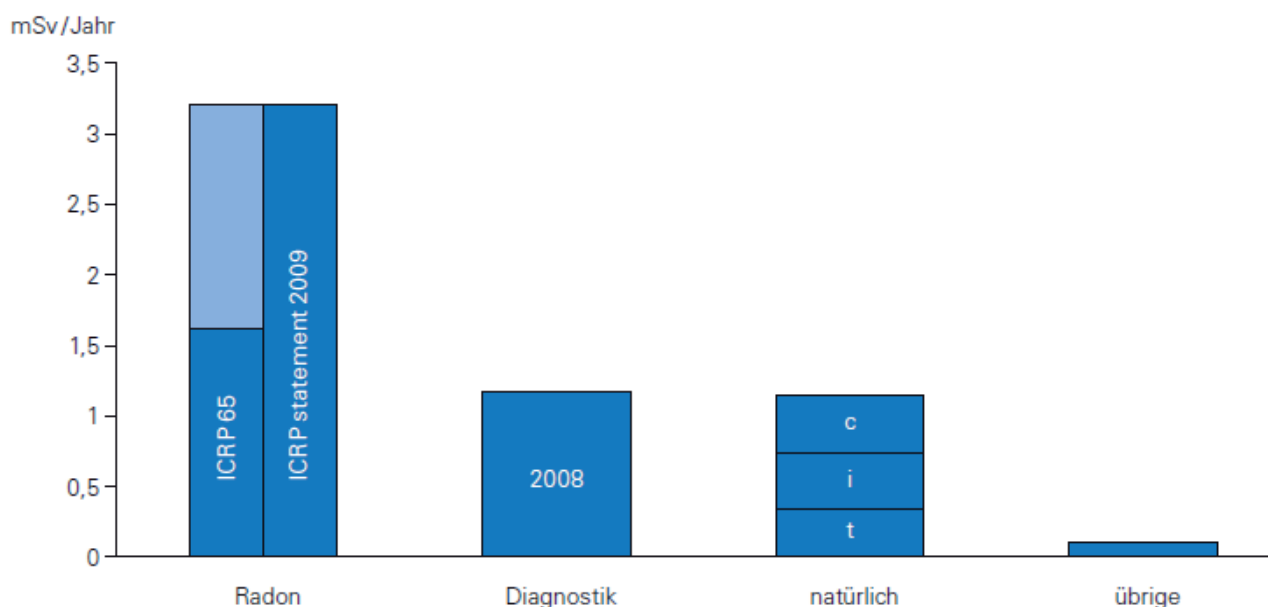
Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Einführung

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

Strahlendosen der Bevölkerung

Die drei wichtigsten Ursachen für die Strahlenbelastung der Bevölkerung sind Radon (in Innenräumen), medizinische Diagnostik sowie die natürliche Strahlung. Dies ist in Abbildung 1 dargestellt und im Folgenden kurz diskutiert. 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. Das Kapitel Radon (Kapitel 10) des aktuellen Berichtes gibt weitgehende Informationen zu diesem Thema.



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 Statement on Radon 2009) deutlich höher eingeschätzt werden als zuvor (ICRP 65). Der Wert für die medizinische Diagnostik beruht auf der Erhebung von 2008. Die natürliche Exposition setzt sich aus terrestrischer Strahlung (t), Inkorporation (i) und kosmischer Strahlung (c) zusammen. Zu «übrige» gehören Kernkraftwerke und Forschungsanstalten sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt.

Strahlenbelastung durch Radon

Radon-222 und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen liefern den grössten Dosisbeitrag für die Bevölkerung. Diese Nuklide gelangen über die Atemluft in den Körper. Die internationale Strahlenschutzkommission ICRP bestätigt, dass das Lungenkrebsrisiko aufgrund von Radon bisher stark unterschätzt wurde (ICRP Statement on Radon 2009). Folglich empfiehlt sie eine Zunahme für die Umrechnung der Exposition in Effektivdosis um einen Faktor 2. Die durchschnittliche «Radondosis» der Schweizer Bevölkerung steigt demnach von 1.6 mSv/ Jahr auf 3.2 mSv/Jahr. Die Radonbelastung der Bevölkerung ist nicht einheitlich. Der angegebene Mittelwert leitet sich aus der durchschnittlichen Radonkonzentration von 75 Bq/m³ ab. Messungen zeigten aber Fälle mit bis zu 1'000 Bq/m³ Radon in der Raumluft.

Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die Dosis aufgrund von medizinischen Anwendungen (Röntgendiagnostik) beträgt auf die gesamte Bevölkerung gerechnet ungefähr 1.2 mSv pro Jahr pro Person (erste Resultate der Erhebung 2008). Wie beim Radon ist die Belastung durch die medizinische Diagnostik ungleichmässig verteilt. Rund zwei Drittel der Bevölkerung erhalten praktisch keine Dosis durch Diagnostik und nur bei wenigen Prozents sind es mehr als 10 mSv.

Terrestrische und kosmische Strahlung

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

Radionuklide in der Nahrung

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

Künstliche Strahlenquellen

Zu den bisher erwähnten Strahlendosen kommt ein geringer Beitrag von $\leq 0,1$ mSv aus der Strahlenexposition durch Kernkraftwerke, Industrien, Forschung und Medizin, Konsumgüter, Gegenstände des täglichen Lebens sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt. Der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 und von den oberirdischen Kernwaffenversuchen (1960er Jahre) machen heute nur noch wenige Hundertstel mSv pro Jahr aus. Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken, aus dem PSI und dem CERN ergeben bei Personen, die in unmittelbarer Nähe wohnen, Dosen von höchstens einem Hundertstel mSv pro Jahr.

Berufliche Strahlenexposition

Im Berichtsjahr waren in der Schweiz ca. 77'000 Personen beruflich strahlenexponiert. Im Rahmen seiner Aufsichtstätigkeit untersucht das BAG in den Bereichen Medizin und Forschung alle Ganzkörperdosen über 2 mSv im Monat, sowie alle Extremitätendosen über 10 mSv. Die meisten erhöhten Dosen gab es in den dosisintensiven Bereichen Nuklearmedizin und interventionelle Radiologie. Im Aufsichtsbereich des BAG ereignete sich eine Überschreitung des Jahresgrenzwertes von 20 mSv. Ein in der interventionellen Radiologie tätiger Arzt akkumulierte innert weniger Monate eine Ganzkörperdosis von über 30 mSv. Die wahrscheinlichsten Ursachen der Überschreitung waren sehr hohe Untersuchungsfrequenzen, Standorte unmittelbar neben der Röntgenröhre und dem Patienten sowie der Nichtgebrauch von mobilen Schutzvorrichtungen. Dank einem zweiten Dosimeter konnte die Dosis genauer abgeschätzt werden. Die Durchleuchtungszeiten entsprachen den Referenzwerten. Eine ausführliche Statistik ist dem Jahresbericht «Dosimetrie der beruflich strahlenexponierten Personen in der Schweiz» zu entnehmen, der im Frühling 2011 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 au rayonnement subie par la population est due au radon des locaux d'habitation et aux examens médicaux (diagnostic, p. ex., CT). La population est concernée de manière très diverse par ces sources de rayonnement. A quelques exceptions près, aucun dépassement des valeurs limites n'a pu être constaté chez les personnes utilisant des rayonnements dans un cadre professionnel.

Doses de rayonnements reçues par la population

Le radon (domestique), le diagnostic médical ainsi que la radioactivité naturelle sont les trois principales composantes de la dose de rayonnements reçue par la population, comme le montre la figure 1. Pour ce qui concerne la population en général, la valeur limite de dose pour le rayonnement artificiel (applications médicales exceptées) est fixée à 1 mSv par an. Des dispositions spécifiques règlent l'exposition au rayonnement dans le cadre professionnel, en particulier pour les jeunes et les femmes enceintes. Le Chapitre Radon (Chapitre 10) du présent rapport donne de plus amples informations à ce sujet.

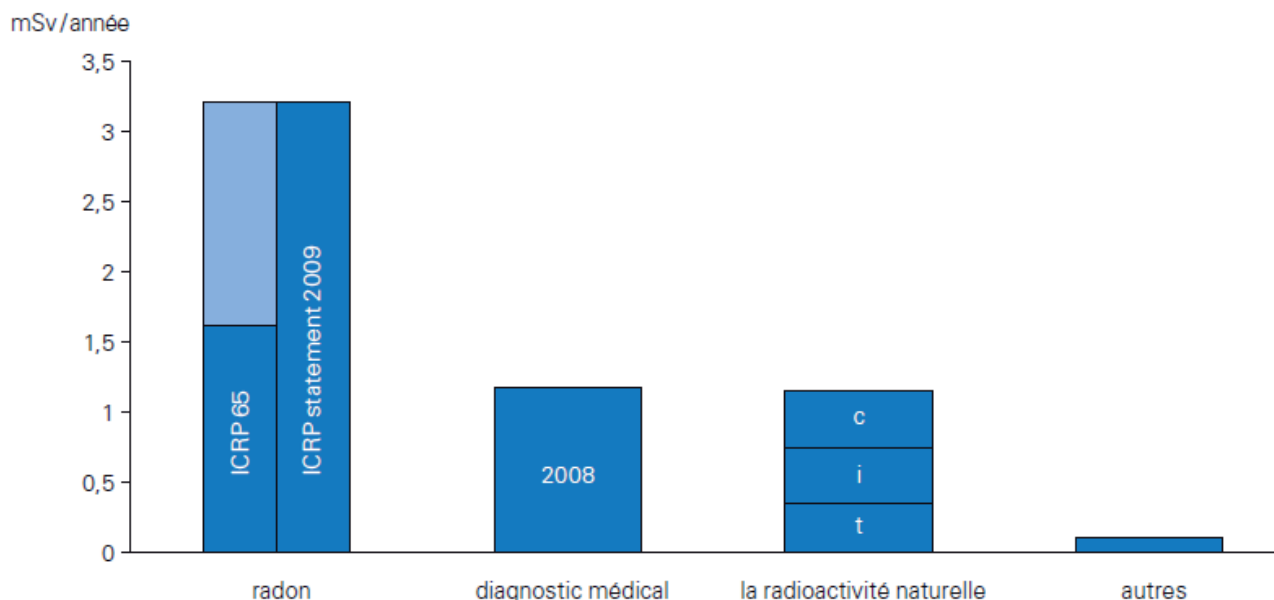


Figure 1:

Doses moyennes de rayonnements reçues par la population suisse en [mSv/an/personne]. La dose inhérente au radon (calculée sur la base de la publication 65 de la CIPR est sensiblement revue à la hausse après la nouvelle évaluation de la CIPR (ICRP statement on Radon 2009). La dose induite par le diagnostic médical se base sur l'enquête de 2008. La dose provenant de la radioactivité naturelle résulte du rayonnement terrestre (t), de l'incorporation (i) et du rayonnement cosmique (c). La rubrique « autres » englobe les centrales nucléaires, les instituts de recherche ainsi que les radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement.

Doses de rayonnements dues au radon

Le radon 222 et ses descendants radioactifs dans les locaux d'habitation et de travail constituent la majeure partie de la dose de rayonnements reçue par la population. Ces radionucléides pénètrent dans l'organisme via la respiration. Selon la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), le risque de cancer lié à une exposition au radon a été largement sous-estimé par le passé (ICRP statement on Radon 2009). Elle estime en conséquence une augmentation d'environ un facteur 2 pour la conversion de l'exposition en dose effective. La dose d'irradiation moyenne inhérente au radon pour la population vivant en Suisse passe ainsi de 1.6 mSv (valeur estimée sur la base des facteurs de dose figurant dans la publication 65 de la CIPR) à 3.2 mSv par an. A noter toutefois que la dose de rayonnements due au radon n'est pas la même partout. La valeur moyenne est calculée à partir de la concentration moyenne en radon, à savoir 75 Bq/m³. Or, les mesures effectuées ont montré que, dans certains cas, la concentration de radon atteint 1000 Bq/m³ dans l'air ambiant (cf. chapitre 10 consacré au radon dans le présent rapport).

Doses de rayonnements dues au diagnostic médical

La dose moyenne reçue par la population par le biais d'applications médicales (diagnostic radiologique) est d'environ 1.2 mSv par an et par personne (premiers résultats de l'enquête 2008). Comme pour le radon, l'exposition due au diagnostic médical est inégalement répartie dans la population. Environ les deux tiers de la population ne reçoivent pas de dose significative et ce n'est que pour un faible pourcentage de la population (quelques %) que la dose s'élève à plus de 10 mSv.

Rayonnement terrestre et rayonnement cosmique

Le rayonnement terrestre, c'est-à-dire le rayonnement provenant du sol et des roches, induit une dose moyenne de 0.35 mSv/an, qui dépend de la composition du sol. Le rayonnement cosmique augmente quant à lui avec l'altitude, car il est atténué par l'atmosphère terrestre. La contribution annuelle moyenne du rayonnement cosmique à la dose reçue par la population suisse peut être estimée à environ 0.4 mSv/an. A 10'000 mètres d'altitude, le rayonnement cosmique est environ 100 fois plus fort qu'à 500 mètres. C'est pourquoi un vol transatlantique (aller-retour) représente une dose d'environ 0.06 mSv. Pour le personnel navigant, celle-ci peut atteindre quelques mSv par an.

Radionucléides dans les aliments

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

Autres sources artificielles de rayonnements

Outre les doses de rayonnements mentionnées précédemment, vient s'ajouter une faible contribution, évaluée à ≤ 0.1 mSv, 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 du réacteur de Tchernobyl, survenu en avril 1986, ainsi que par celles des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 1960, ne représentent plus aujourd'hui que quelques centièmes de mSv par an. Les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses, de l'IPS ou du CERN, et qui sont attribuables aux substances radioactives émises par ces installations dans l'air et dans les eaux usées, atteignent, au maximum, un centième de mSv/an.

Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel

En Suisse, environ 77'000 personnes ont été exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession durant l'année sous revue. La surveillance des doses de rayonnements s'effectue au moyen de dosimètres personnels. Dans les secteurs de la médecine et de la recherche, l'OFSP effectue une analyse en profondeur de toutes les doses mensuelles dépassant 2 mSv ainsi que de toutes les doses aux extrémités excédant 10 mSv. C'est dans les domaines de la médecine nucléaire et de la radiologie interventionnelle que les doses élevées ont été les plus nombreuses. En 2010, l'OFSP a constaté un dépassement de la valeur limite de dose de 20 mSv/an (dose effective). Un médecin pratiquant la radiologie interventionnelle a en effet accumulé, en l'espace de quelques mois, une dose effective supérieure à 30 mSv. Cette dose a été analysée plus précisément au moyen d'un second dosimètre. Il s'est avéré que l'installation fonctionnait parfaitement et que les durées d'exposition correspondaient aux niveaux de référence. Le dépassement était en fait dû au nombre très élevé d'examens pratiqués et à une technique de travail non optimisée. Les informations détaillées concernant les doses accumulées dans le cadre professionnel sont publiées dans le rapport annuel « Dosimétrie des personnes exposées aux radiations dans l'exercice de leurs profession en Suisse » (Printemps 2011).

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010 Résultats 2010



3

Externe Strahlung Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	37
Résultats in situ 2010	38
Conclusions	39
3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	40
Zusammenfassung	40
Übersicht	41
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2010	42
3.3 Aeroradiometrische Messungen	47
Zusammenfassung	47
Einleitung	47
Messungen und Messresultate 2010	48



3.1

Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

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

Résumé

En 2010, les examens in situ ont essentiellement porté sur le voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en ^{137}Cs issue des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans les régions montagneuses (Alpes, Jura) par rapport au Plateau suisse, les résultats in situ 2010 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

Introduction

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

Méthodologie in situ

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

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

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

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

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

où Z est l'altitude en km.

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

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

Tableau 1 :

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

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

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

2 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>

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

Résultats in situ 2010

En 2010, les examens in situ ont été réalisés principalement au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. En dehors de ce programme annuel de routine, des mesures complémentaires ont été réalisées dans les Grisons en vue de l'organisation par la Suisse d'un exercice international d'intercomparaison en spectrométrie gamma in situ qui se déroulera dans la région de Davos/GR en automne 2011 (Exercice ISIGAMMA 2011, <http://www.isi-gamma.ch>, comité d'organisation : OFSP, IFSN, Labor Spiez).

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 2010. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (γ compris le ^{137}Cs artificiel). La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation, ainsi que son incertitude, sont également représentées et permettent d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

En comparant les résultats des figures 1, 2 et 3 il apparaît tout d'abord que le débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ relevé au voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI, CERN) ne se distingue pas de manière significative de celui mesuré au point de référence de Fribourg. Le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur les spectres in situ en 2010 est le ^{137}Cs . Ce dernier a été enregistré sur tous les sites de mesure. Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs , issue des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de l'acci-

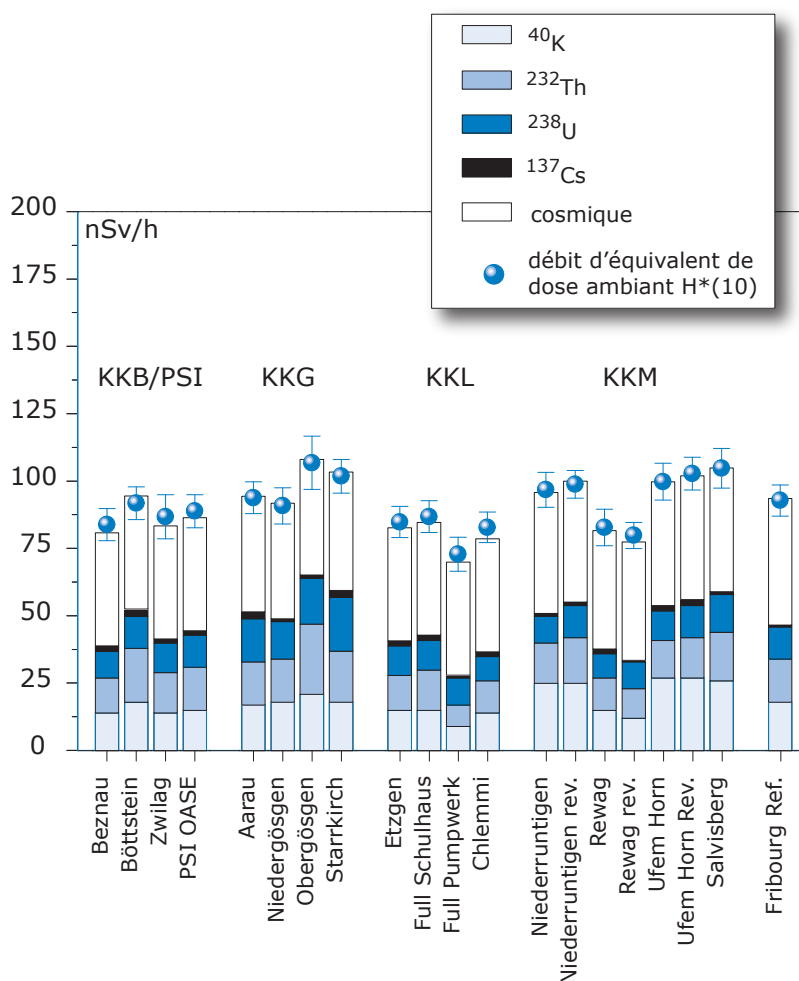


Figure 1:

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 2010. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

dent de Tchernobyl, est toujours clairement visible, mais les valeurs mesurées ne représentent pas de danger pour la santé du public. Sans atteindre les niveaux enregistrés au Tessin, on observe également des valeurs légèrement plus élevées pour le ^{137}Cs aux Grisons que sur le plateau suisse ; ce phénomène est connu et s'explique par le fait que les retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl ont été plus importantes en altitude.

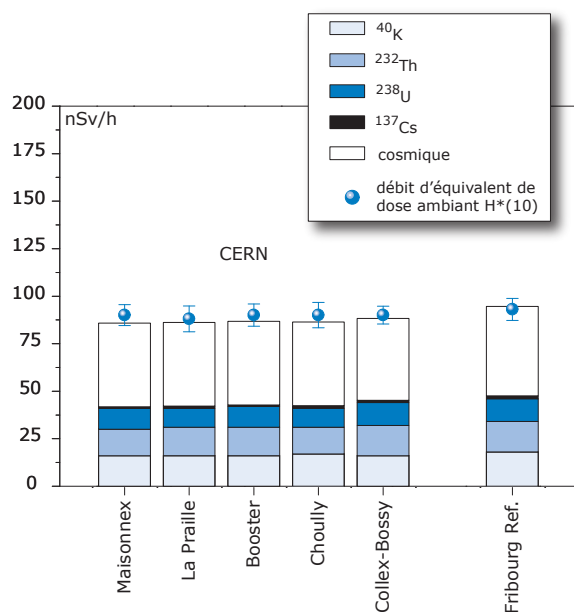


Figure 2:

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 2010 au voisinage du CERN ainsi qu'au point de référence de Fribourg. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Pour tous les sites examinés, les différences entre reconstruction in situ et mesures globales par chambre d'ionisation sont restées inférieures à 10%, attestant ainsi que les résultats obtenus par cette méthode traduisent bien la réalité. A Stabio, site où les dépôts en ^{137}Cs sont plus importants, on constate tout de même que la reconstruction in situ semble surestimer de manière significative l'exposition par rapport à la mesure globale de $H^*(10)$. Cet écart doit conduire à remettre en question la distribution homogène admise pour le ^{137}Cs résultant du fallout de Tchernobyl. En effet, l'hypothèse d'une distribution homogène pour un radionucléide qui, en réalité, est situé en surface ou qui n'a que partiellement migré en profondeur, conduira à une surestimation de sa contribution au débit d'équivalent de dose ambiant. Plus la concentration radioactive de ce radionucléide sera élevée, plus cette surestimation sera par ailleurs visible dans la reconstitution in situ.

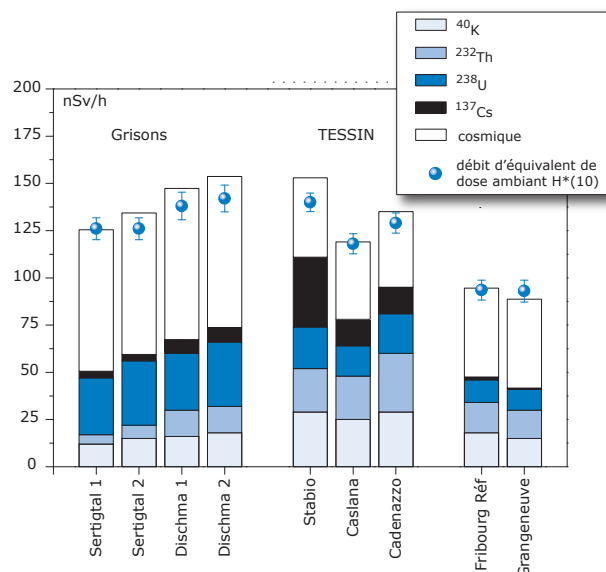


Figure 3:

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 2010 au Tessin, dans les Grisons ainsi que dans le canton de Fribourg. 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 2010 ont permis de caractériser les sites d'examen du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs du fallout et de Tchernobyl).

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

3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

Cristina Danzi

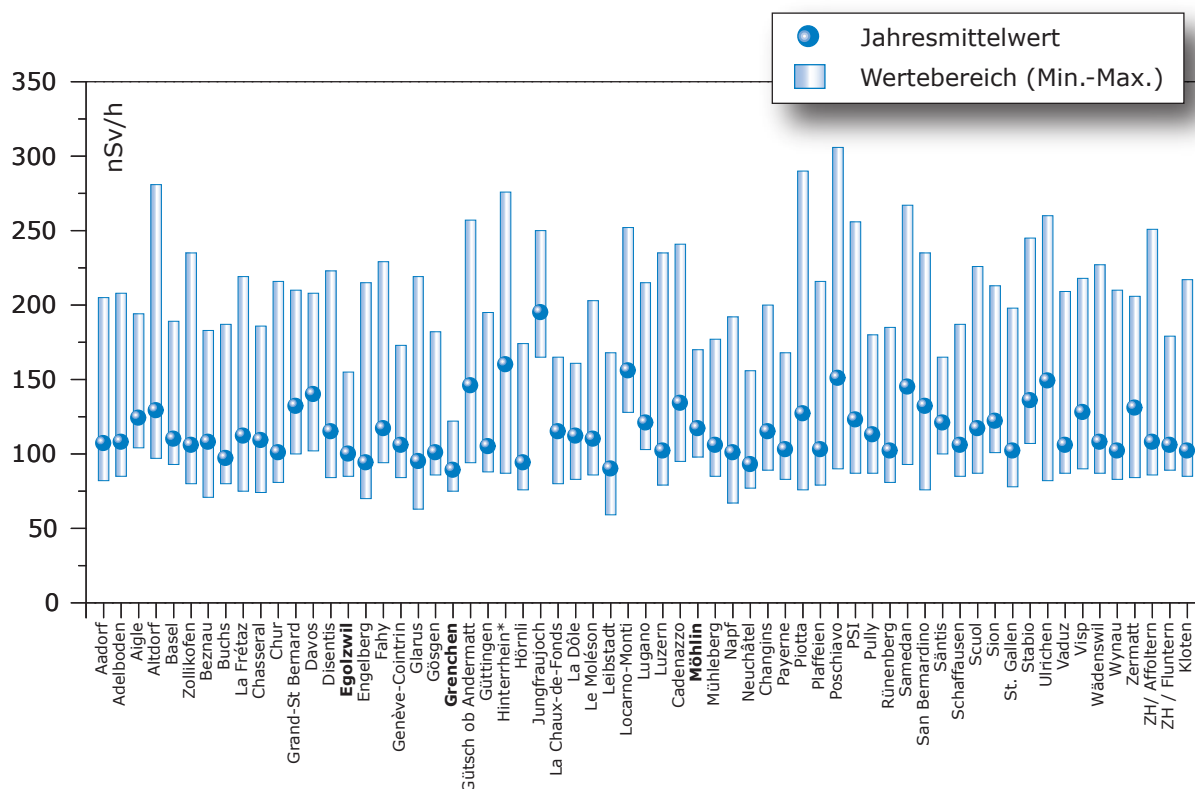
Nationale Alarmzentrale NAZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS,
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

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 63 Stationen (Stand 14.04.2011), die über die ganze Schweiz verteilt sind. Alle Stationen messen in 10 Minuten Intervallen die γ -Ortsdosisleistung (ODL).

Um das schweizerische Gebiet noch besser abzudecken, wurden im Jahr 2010 drei neue Stationen (Egolzwil, Grenchen und Möhlin) gebaut und in Betrieb genommen.

Im Jahr 2010 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.



Figur 1:

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2010 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Erfahrungsbereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen 10-Minuten-Wert der Sonde im Jahr 2010. Bei den Stationen, die fett markiert sind, handelt es sich um neue Stationen, die im Verlauf von 2010 neu in Betrieb genommen wurden. Bei diesen Stationen sind die 10-Minuten Werte (Maximum, Minimum und Mittelwert) nicht unbedingt repräsentativ, weil die Stationen nicht das ganze Jahr im Betrieb waren (*: alter Sondentyp).

Übersicht

Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 63 über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 14.04.2010) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

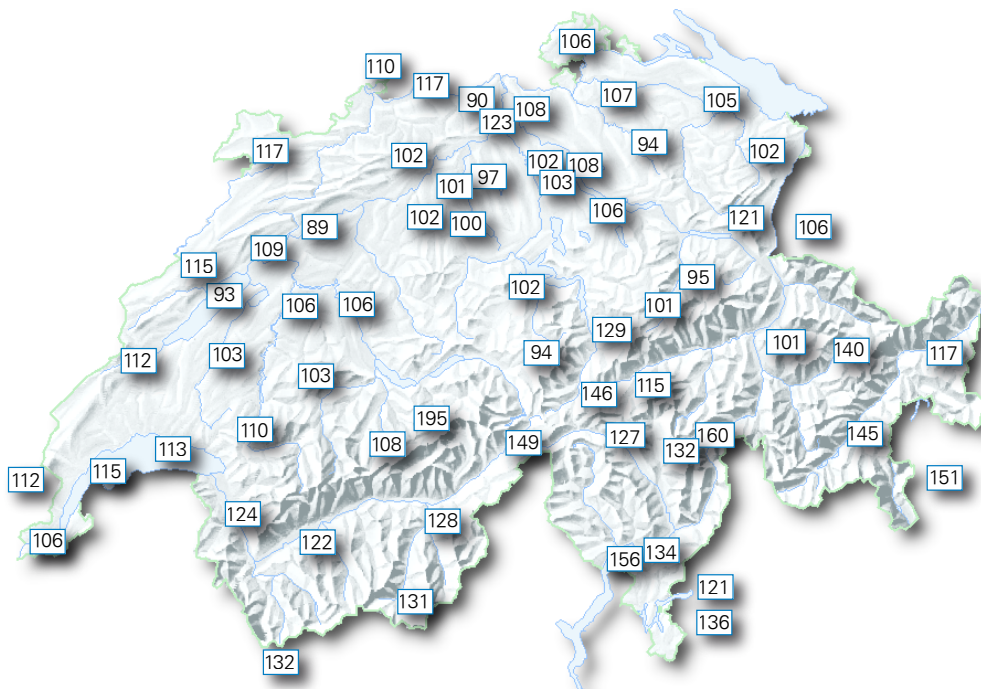
Die ODL-Werte der NADAM-Sonden werden zweimal täglich auf der Internetseite der NAZ (www.naz.ch) publiziert. Unter der Rubrik «Aktuell» können die Stundenmittelwerte der letzten drei Tage sowie die Tagesmittelwerte vom Vortag abgerufen werden.

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

Nach nahezu 20 Betriebsjahren, wurde eine vollständige Erneuerung des NADAM-Netzes zwischen 2005 und 2009 durchgeführt. Der Umbau erfolgte

parallel zur Erneuerung des Messnetzes von MeteoSchweiz. Dabei wurden die Stationen dem heutigen Stand der Technik angepasst und mit neuen Messsonden ausgerüstet. Die neuen Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Dadurch erhöht sich die Genauigkeit der Messungen im Untergrundsbereich. Der Messbereich wird auch wesentlich grösser (10 nSv/h - 10 Sv/h) und deckt nun die ganze Spannweite bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach eine A-Waffenexplosion zu messen wären. Weitere Verbesserungen ergeben sich bei der Eichung der einzelnen Sonden, bei der direkten Berechnung von Impuls/Sekunde auf $\mu\text{Sv/h}$, und beim Abzug des Eigeneffekts. Dieser ist vom Hersteller für jede Sonde einzeln gemessen worden und wird automatisch vom Messwert subtrahiert.

Nur noch an zwei Standorten (Paul Scherrer Institut (PSI) und Hinterrhein) messen noch alte Sonden. Die Station Hinterrhein wird im Verlauf von 2011 abgeschafft, weil seit 2008 die Station San Bernardino im Betrieb ist und diese Station in Luftlinie ungefähr 7 km von Hinterrhein entfernt ist. Die NADAM-Station am PSI hat im Umkreis von 500m drei MADUK-Stationen. Auf den Ersatz dieser Station konnte deshalb verzichtet werden. Im Moment besteht aber das Interesse seitens des PSI diese



Figur 2:

Karte der Jahresmittelwerte, basierend auf allen 10-Min-Werten 2010 der NADAM-Sonden. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 89 und 195 nSv/h.

Station zu behalten. Im Jahr 2011 wird über den weiteren Verlauf definitiv entschieden. Bei beiden Stationen (PSI und Hinterrhein) konnte ohne Verlust auf die Umrüstung verzichtet werden, da in der unmittelbaren Umgebung andere Stationen in Betrieb sind.

Im Jahr 2010 wurden 3 neue Stationen gebaut, nämlich Egozwil, Grenchen und Möhlin.

Für das Jahr 2011 (spätestens 2012) sind zusätzlich noch 4 neue Standorte geplant.

In der Berichtsperiode wurden, neben einem interessanten Vorfall (siehe: «Vorfall Adelboden»), nur einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung registriert.

Im Jahr 2010 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2010

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

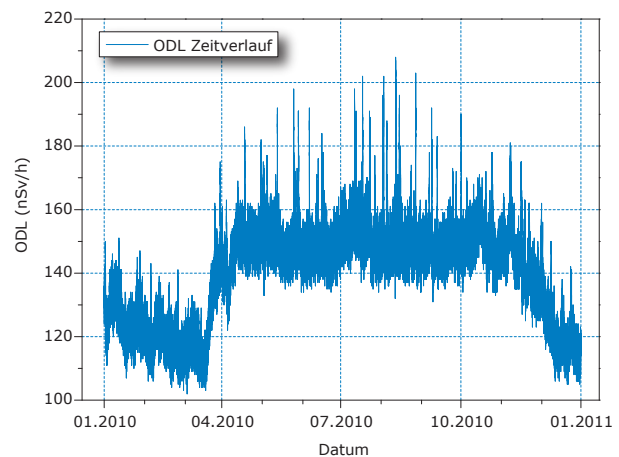
Wie jedes Jahr wurden die bisherigen Erfahrungsbereiche anhand der aktuellen Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst. Der Erfahrungsbereich hilft bei der automatischen Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten, die unter der Schwelle von 1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

Eine detailliertere Analyse für die Station Davos

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

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

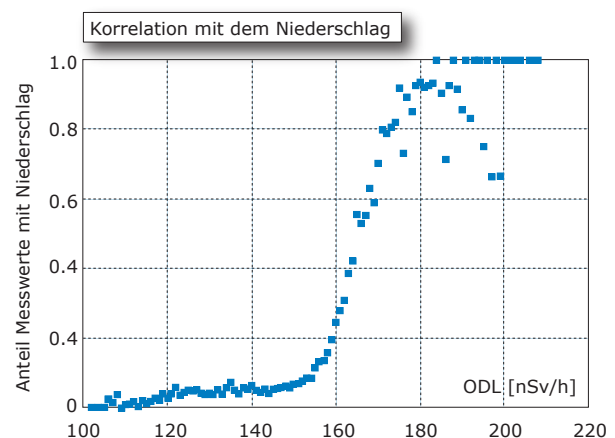
Die Höhe des Sondenstandortes über Meer bestimmt den kosmischen Anteil zur ODL. Je höher der Messstandort, desto weniger wird die kosmische Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt, d.h. um so grösser wird die Intensität der kosmischen Strahlung.



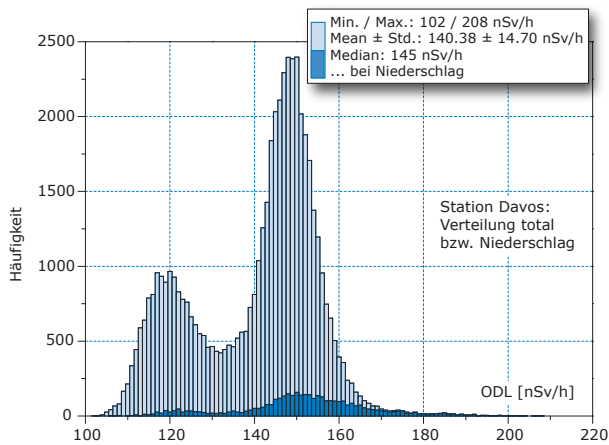
Figur 3: Zeitverlauf 10-Min-ODL-Werten der Station Davos im Jahr 2010.

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

Die Schwankungen des ODL-Verlaufs einer Station innerhalb eines Jahres reflektieren dann grösstenteils die variablen meteorologischen Verhältnisse am Standort (siehe Figur 3). In dieser Darstellung kann man die Einflüsse von Regen und Schnee auf die ODL-Daten gut erkennen. Einerseits sieht man, dass in den Wintermonaten die ODL-Werte durchschnittlich tiefer sind als in den Sommermonaten. Die Schneedecke schirmt die terrestrische Strahlung ab. Den gleichen Effekt erkennt man an den minimalen Tagesmittelwerten der Stationen Bullet/La Frêtaz, Disentis, Gütsch, Piotta, Robbia, Samedan, San Bernardino, Ulrichen und Zermatt (Figur 1).



Figur 4: Korrelation zwischen 10-Min-ODL-Daten und dem Niederschlag. Die ODL-Daten über 170 nSv/h korrelieren in 70% - 100% der Fälle mit Niederschlägen.



Figur 5:
Verteilung der ODL-Daten; hellblau: alle Messwerte; dunkelblau: Messwerte während Niederschläge.

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 einem Faktor zwei erhöht sein.

In Figur 4 ist die Korrelation der ODL-Daten mit dem Niederschlag dargestellt. Die ODL-Daten über 170 nSv/h korrelieren in 70% - 100% der Fälle mit Niederschlägen. Die ODL-Spitzen, die man in Figur 3 beobachtet, lassen sich damit sehr gut mit den

Niederschlägen erklären. Der Niederschlagseffekt zeigt sich auch sehr gut in den maximalen 10-Minuten-Werten der Stationen Altdorf, Luzern, Zürich/Affoltern und Robbia (Figur 1).

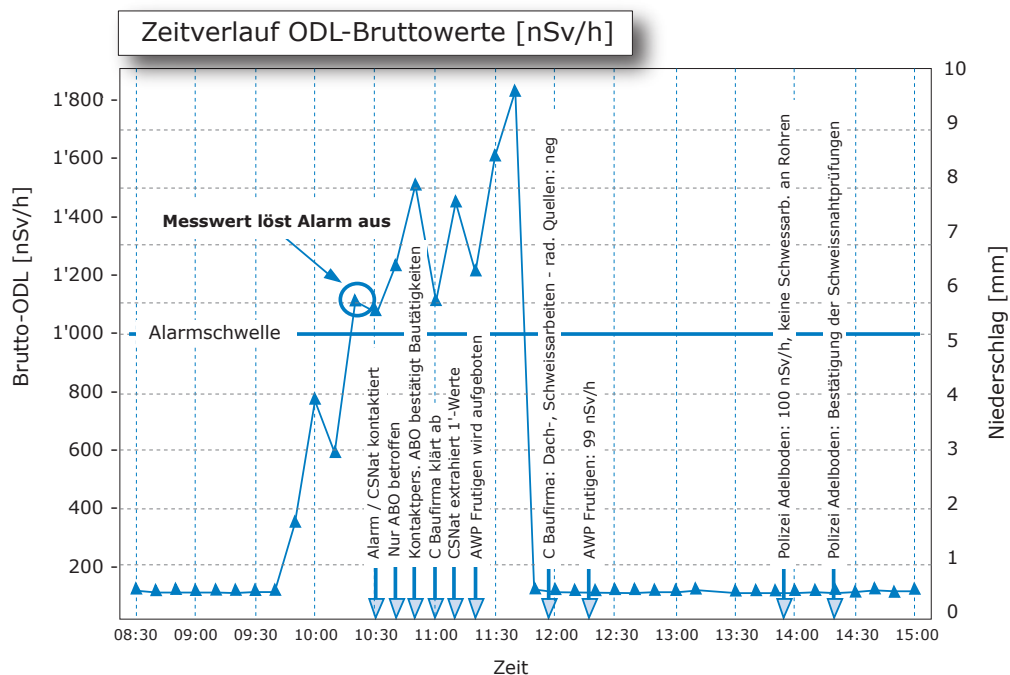
Figur 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der 10-Minuten ODL-Daten. Hellblau kennzeichnet die Verteilung aller ODL-Daten, dunkelblau nur diejenigen bei Niederschlägen (Schnee oder Regen). Bei der hellblauen Kurve sind zwei lokale Maxima gut sichtbar. Das erste Maximum, das ungefähr bei 118 nSv/h liegt, entspricht dem häufigsten Wert an Tagen mit geschlossener Schneedecke. Das zweite Maximum (bei ungefähr 150 nSv/h) entspricht dem häufigsten Wert an Tagen ohne Schneedecke.

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

Eine interessanter Vorfall: Adelboden

Am 22.09.10 wurde um 10:20 Uhr bei der NADAM-Sonde in Adelboden Radioaktivitätsalarm ausgelöst. Dieser wiederholte sich bei den folgenden 10-Minuten-Werten. Sofortige Abklärungen der NAZ ergaben, dass nur die Sonde Adelboden betroffen war.

Über die Kontaktperson der Meteostation in Adelboden konnte die NAZ in Erfahrung bringen, dass in der unmittelbaren Umgebung Bautätigkeiten im Gange waren. Der anschliessend kontaktierte Chef der Baufirma konnte zwar Schweissarbeiten bestätigen, wusste aber nichts von allfälligen Schweiss-



Figur 6:
Zeitverlauf ODL-Bruttowerte (10-Minutenwerte) der Station Adelboden am 22.09.10 und Abklärungen/Ergebnisse NAZ

nahtprüfungen mit einer radioaktiven Quelle oder einer Röntgenanlage.

Da ein technischer Defekt der Sonde ebenfalls nicht ausgeschlossen werden konnte, bot die NAZ um 11:20 Uhr den nächstgelegenen Atomwarnposten (AWP) aus Frutigen auf, um vor Ort Kontrollmessungen durchzuführen. In der Zwischenzeit stiegen die ODL-Werte bis 11:40 Uhr auf einen Höchstwert von 1820 nSv/h an, danach waren sämtliche 10-Minuten-Werte wieder im normalen Bereich. Deshalb lag auch die um 12:20 Uhr vom AWP vorgenommene Vergleichsmessung im normalen Bereich.

Der AWP aus Frutigen übergab daraufhin die weitere Bearbeitung des Falls der lokalen Polizei von Adelboden. Als diese um 14:00 Uhr Kontakt mit der NAZ aufnahm, berichtete er, dass es zwei Baustellen gäbe, östlich der Messstation die Baustelle der Sportarena und westlich der Messstation eine Wasserleitungsbaustelle. Wie sich herausstellte, hatte der ortsansässige Polizist noch am Vormittag mit einem Arbeiter der Wasserleitungsbaustelle, welcher mit Schweissarbeiten beschäftigt war, gesprochen. Dieser gab den Hinweis, dass zur Überprüfung der Schweissnähte geröntgt wurde.

Ein nochmaliges Nachfragen klärte die Ursache endgültig: Am Vormittag wurden ab ca. 09:30 Uhr bis kurz vor Mittag durch eine Spezialfirma die Schweissnähte mit einer Röntgenanlage überprüft. Da die Wasserleitung in einer Distanz von 5 m zur Messstation verlief, wurde die Röntgenstrahlung durch die NADAM-Sonde detektiert.

Die Prüfung einer Schweissnaht dauerte etwa 4 Minuten, dazwischen wurde die Apparatur von einer Schweissnaht zur nächsten verschoben und neu positioniert. Dieses Vorgehen entsprach genau dem Muster, der von MeteoSchweiz (CSNAT Payerne) erhaltenen 1-Minutenwerte: die Werte waren jeweils während ca. 4 Minuten erhöht, dann während 1 – 2 Minuten wieder normal. Für die vor Ort anwesenden Personen bestand während der ganzen Zeit keine Gefährdung.

Qualitätssicherung

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

Die Sonden werden jährlich getestet und mindestens alle fünf Jahre geeicht. Die jährlichen Sondentests werden von MeteoSchweiz gleichzeitig mit dem Unterhalt der gesamten Meteo-Station durchgeführt. Ziel von diesen Sondentests ist einerseits zu überprüfen, dass die Sonden in den definierten Wertebereich messen: Bei einer Abweichung von mehr als 7% des gemessenen Wertes zum Sollwert wird die Sonde ausgewechselt. Somit können die Dosisleistungswerte von zwei verschiedenen Sonden (verschiedene Seriennummer) am gleichen Standort sich um bis zu 15 nSv/h unterscheiden können. Andererseits werden bei dem Sondentests auch die Meldewege getestet, insbesondere die Auslösung des Alarms. Aus diesem Grund muss, bevor der Test gestartet wird, die Alarmstelle NAZ informiert werden.

Die ersetzten Sonden werden dann für die Eichung zum IRA geschickt. Routinemässig betrifft dies ungefähr 15 Sonden pro Jahr. Bei technischen Defekten werden die Sonden ausgewechselt, bei MeteoSchweiz Payerne im Labor getestet und wenn notwendig dem Hersteller zur Reparatur geschickt.

Im Jahr 2010 wurden 73 Sondentests bei 58 Stationen seitens MeteoSchweiz durchgeführt. Die Messsonden am PSI und Hinterrhein werden nicht mehr überprüft: die drei fehlenden Stationen wurden anfangs 2011 getestet. Gesamthaft wurden in diesem Jahr 25 Sonden ausgewechselt.

Die NAZ verfügt insgesamt über 80 Sonden. Im Jahr 2011 werden zusätzliche 10 neue Messsonden beschafft, da einerseits neue Messstationen geplant sind, andererseits um einen adäquaten Austauschplan (Reparatur, Eichung, Reserve) garantieren zu können.

Die Resultate für 2010 zeigen, dass die neuen NADAM-Stationen stabil und zuverlässig sind.

Tabelle 1:

Jahresmittelwert, häufigster Wert, Minimum und Maximum der NADAM-Stationen. Die Stationen, die fett markiert sind, entsprechen den drei neuen Stationen. Diese waren nicht während des ganzen Jahres 2010 in Betrieb. Die zwei Stationen, welche noch mit alten Sonden ausgerüstet sind (Hinterrhein und PSI) sind mit * gekennzeichnet.

Station (Abkürzung)	Kanton	Datum der Inbetriebnahme der neuen Messonde	Höhe [m.ü.M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Aadorf / Tänikon (TAE)	TG	04.10.2006	536	107	105	82	205
Adelboden (ABO)	BE	24.08.2009	1320	108	109	85	208
Aigle (AIG)	VD	01.09.2005	381	124	121	104	194
Altdorf (ALT)	UR	08.12.2008	438	129	128	97	281
Basel (BAS)	BS	09.12.2009	316	110	109	93	189
Bern / Zollikofen (BER)	BE	03.08.2006	553	106	106	80	235
Beznau (BEZ)	AG	03.06.2008	326	108	106	71	183
Buchs / Aarau (BUS)	AG	05.05.2008	387	97	94	80	187
Bullet / La Frétaz (FRE)	VD	24.02.2006	1205	112	116	75	219
Chasseral (CHA)	BE	05.12.2006	1594	109	113	74	186
Chur (CHU)	GR	23.03.2007	556	101	99	81	216
Col du Grand-St Bernard (GSB)	VS	11.11.2005	2472	132	123	100	210
Davos (DAV)	GR	14.12.2006	1594	140	150	102	208
Disentis / Sedrun (DIS)	GR	14.12.2006	1197	115	115	84	223
Egolzwil (EGO)	LU	22.09.2010	521	100	99	85	155
Engelberg (ENG)	OW	14.12.2006	1037	94	94	70	215
Fahy / Boncourt (FAH)	JU	12.04.2006	596	117	116	94	229
Genève-Cointrin (GVE)	GE	12.06.2009	420	106	105	84	173
Glarus (GLA)	GL	13.10.2005	517	95	96	63	219
Gösgen (GOE)	SO	03.06.2008	380	101	100	86	182
Grenchen (GRE)	SO	06.12.2010	430	89	88	75	122
Gütsch ob Andermatt (GUE)	UR	01.09.2005	2287	146	181	94	257
Güttingen (GUT)	TG	29.08.2006	440	105	103	88	195
Hinterrhein (HIR)*	GR	-	1611	160	180	87	276
Hörnli (HOE)	ZH	03.12.2008	1132	94	93	76	174
Jungfrauoch (JUN)	VS	29.08.2006	3580	195	186	165	250
La Chaux-de-Fonds (CDF)	NE	10.11.2005	1018	115	118	80	165
La Dôle (DOL)	VD	14.12.2006	1670	112	115	83	161
Le Moléson (MLS)	FR	14.10.2008	1974	110	109	86	203
Leibstadt (LEI)	AG	03.06.2008	341	90	88	59	168
Locarno-Monti (OTL)	TI	23.03.2007	383	156	155	128	252
Lugano (LUG)	TI	04.10.2006	273	121	119	103	215
Luzern (LUZ)	LU	05.12.2006	454	102	100	79	235
Magadino / Cadenazzo (MAG)	TI	15.02.2006	203	134	131	95	241
Möhlín (MOE)	AG	09.09.2010	344	117	115	98	170
Mühleberg (MUB)	BE	26.05.2008	480	106	104	85	177
Napf (NAP)	BE	03.07.2007	1404	101	104	67	192
Neuchâtel (NEU)	NE	14.07.2008	485	93	92	77	156
Nyon / Changins (CGI)	VD	13.10.2005	455	115	114	89	200
Payerne (PAY)	VD	05.12.2006	490	103	100	83	168
Piotta (PIO)	TI	21.10.2009	1007	127	136	76	290

Station (Abkürzung)	Kanton	Datum der Inbetriebnahme der neuen Messonde	Höhe [m.ü.M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Plaffeien (PLF)	FR	08.08.2005	1042	103	104	79	216
Poschiavo / Robbia (ROB)	GR	23.01.2008	1078	151	153	90	306
PSI/Würenlingen (PSI)*	AG	-	334	123	121	87	256
Pully (PUY)	VD	19.01.2006	455	113	112	87	180
Rünenberg (RUE)	BL	09.08.2006	611	102	100	81	185
Samedan (SAM)	GR	03.07.2007	1709	145	157	93	267
San Bernardino (SBE)	GR	19.01.2006	1639	132	152	76	235
Säntis (SAE)	AI	30.11.2005	2502	121	118	100	165
Schaffhausen (SHA)	SH	30.07.2008	438	106	105	85	187
Scuol (SCU)	GR	24.02.2006	1304	117	119	87	226
Sion (SIO)	VS	13.10.2005	482	122	118	101	213
St. Gallen (STG)	SG	23.01.2008	776	102	101	78	198
Stabio (SBO)	TI	08.10.2009	353	136	134	107	245
Ulrichen (ULR)	VS	28.05.2008	1346	149	168	82	260
Vaduz (VAD)	FL	03.08.2006	460	106	104	87	209
Visp (VIS)	VS	29.09.2008	639	128	127	90	218
Wädenswil (WAE)	ZH	04.06.2008	485	108	106	87	227
Wynau (WYN)	BE	29.09.2005	422	102	101	83	210
Zermatt (ZER)	VS	01.09.2005	1638	131	134	84	206
Zürich / Affoltern (REH)	ZH	11.09.2007	444	108	111	86	251
Zürich / Fluntern (SMA)	ZH	11.07.2007	556	106	103	89	179
Zürich / Kloten (KLO)	ZH	24.09.2009	436	102	100	85	217

3.3 Aeroradiometrische Messungen

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

¹ Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

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

³ Institut für Geophysik, ETH Zürich, 8092 Zürich

Zusammenfassung

Bei der jährlichen Messübung des Stab BR NAZ vom 5. bis 9. Juli 2010 wurde turnusgemäss im Auftrag des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorats (ENSI) die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie der Zwischenlager Würenlingen AG (ZWILAG) und der Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut (PSI) in Villigen aeroradiometrisch vermessen. Nach 1999 wurde auf Wunsch der deutschen Behörden zum zweiten Mal bei dem KKL auch die Umgebung auf deutscher Seite gemessen. Die Messungen ergaben ähnliche Werte wie in früheren Jahren. So wurde beim KKL Streustrahlung des Aktivierungsprodukts ^{16}N gemessen, über dem PSI Ost das Bundeszwischenlager (BZL) anhand von ^{60}Co detektiert und über dem PSI West Annihilationsstrahlung und ^{41}Ar registriert. Der Block 1 des KKB war zum Zeitpunkt der Messflüge in Revision. Hier wurde ein schwaches Signal von aktivierten Komponenten registriert, die im Zuge der Revisionsarbeiten auf dem Werksareal bewegt wurden. Über dem ZWILAG wurden keine erhöhten Werte festgestellt. Ausserhalb der umzäunten Areale wurde keine künstliche Radioaktivität gemessen, welche nicht auf den Tschernobyl- oder Bombentest-Fallout zurückzuführen wäre.

Im Weiteren wurden noch Profile von Wil/SG nach Poschiavo, von Martina nach Castasegna und von Montreux nach St. Margrethen aufgenommen sowie Messungen über Referenzflächen des BAG in Cadenazzo, Posieux, Affoltern/ZH und Güttingen durchgeführt. Schliesslich wurde auch noch das Dischmatal in der Nähe von Davos gemessen, welches in 2011 als Messgebiet für eine internationale in situ Gammaskpektrometrie-Messübung dienen wird. Diese Messungen zeigten die natürlichen Variationen aufgrund der Zusammensetzung des Bodens und des entsprechenden Gehaltes an natürlichen Radionukliden.

Einleitung

Aeroradiometrische Messungen in der Schweiz begannen 1986. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). In der Zeit von 1989 bis 1993 wurde die Umgebung (jeweils rund 50 km²) der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei abwechselnd die Umgebung von zwei (KKG und KKM) bzw. vier Kernanlagen (KKB, KKL, PSI und ZWILAG) 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 festgelegt. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit 2004 durch das Paul Scherrer Institut (PSI).

Während der Jahre 2004 und 2005 wurden die Messsysteme erneuert und dabei die Online-Datenauswertungs- und Kartierungssoftware in die Messsysteme integriert. 2006 wurde ein zweiter Detektor mit 16.8 l Volumen beschafft, kalibriert und bei den Messflügen 2007 erstmals eingesetzt.

Messungen und Messresultate 2010

Die Messflüge 2010 fanden vom 5. bis 9. Juli unter der Leitung von G. Scharding (Nationale Alarmzentrale) statt. Turnusgemäss wurde das Messgebiet um die Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie die Zwischenlager Würenlingen AG (ZWILAG) und die Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut (PSI) in Villigen aeroradiometrisch vermessen. Im Weiteren wurden Profile von Wil/SG nach Poschiavo, von Martina nach Castasegna und von Montreux nach St. Margrethen aufgenommen sowie Messungen über den Referenzflächen des BAG in Cadenazzo, Posieux, Affoltern/ZH und Güttingen durchgeführt. Schliesslich wurde auch noch das Dischmatal in der Nähe von Davos gemessen, welches in 2011 als Messgebiet für eine internationale in situ Gammaskpektrometrie-Messübung dienen wird.

Die Messresultate in den Messgebieten KKB, KKL, PSI und ZWILAG zeigten ein ähnliches Bild wie in vorangegangenen Messkampagnen. KKB1 befand sich zum Zeitpunkt der Messflüge im Revisionsstillstand. Im Zuge der Revisionsarbeiten wurden aktivierte Komponenten im Areal gelagert, die schwach aus der Luft detektiert werden konnten. Das KKL mit seinem Siedewasserreaktor konnte anhand gestreuter, hochenergetischer Photonenstrahlung erkannt werden (Abb. 1). Diese Strahlung wird durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches bei Siedewasserreaktoren mit dem Frischdampf zu den Turbinen im Maschinenhaus geleitet wird. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N und deren Streustrahlung im Energiebereich von 0 – 3 MeV aus der Luft gut gemessen werden. Im Spektrum ist ein Annihilationspeak bei 511 keV zu erkennen, der eine Folge der Paarbildung aufgrund der hochenergetischen Photonenstrahlung darstellt. Ausserhalb des Betriebsareals sind keine erhöhten Werte erkennbar.

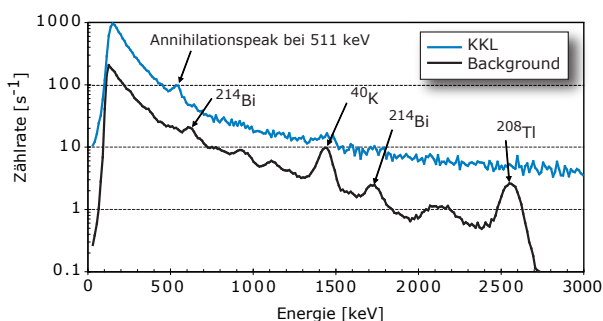


Abbildung 1: Photonenspektrum über dem KKL im Vergleich zum Untergrund. Das KKL-Spektrum wird dominiert durch die gestreute, hochenergetische Photonenstrahlung des ^{16}N (Photopeak bei 6.1 MeV). Beim Untergrundspektrum können die Photonenemissionen der natürlichen Radionuklide ^{40}K , ^{214}Bi und ^{208}Tl erkannt werden.

Über der ZWILAG konnten wie in den früheren Jahren keine künstlichen Radionuklide identifiziert werden. Beim PSI Ost hingegen sind die Abfälle des Bundeszwischenlagers (BZL) anhand des Nuklids ^{60}Co klar detektierbar (Abb. 2). Beim PSI West waren dieses Jahr aufgrund der ausgeprägten Schwachwindlage die Abgaben über die Fortluftanlage deutlich erkennbar. Bei den Abgaben handelt es sich hauptsächlich um Positronenstrahler mit sehr kurzer Halbwertszeit, die im Bereich der Beschleunigeranlage entstehen. Diese manifestieren sich im Spektrum durch die Gammalinie bei 511 keV (Abb. 3). In der Abbildung 3 ist ebenfalls schwach die Gammalinie des ^{41}Ar (bei 1'291 keV) zu erkennen, welches ebenfalls über die Fortluftanlage des Beschleunigers abgegeben wird.

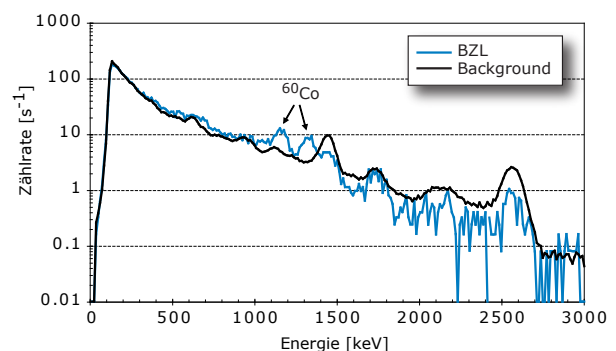


Abbildung 2: Photonenspektrum über dem PSI Ost im Bereich des BZL im Vergleich zum Backgroundspektrum.

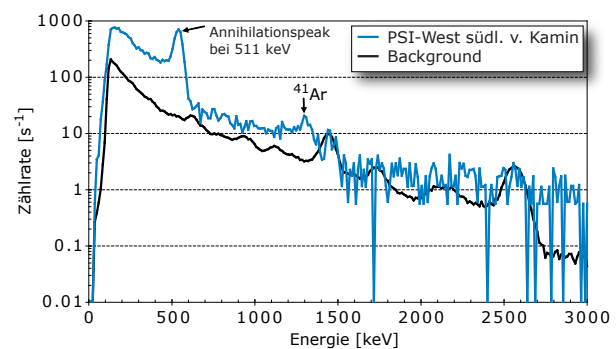


Abbildung 3: Photonenspektrum über dem PSI West südlich des Kamins der Fortluftanlage im Vergleich zum Backgroundspektrum.

In der Karte der Ortdosisleistung (Abb. 4) ist das KKL deutlich anhand erhöhter Werte erkennbar. Ausserhalb des umzäunten Werksareals sind keine erhöhten Werte erkennbar. Über dem PSI Ost (BZL) ist im Vergleich zur Umgebung eine leichte Erhöhung erkennbar. Die Wertevariation ausserhalb der Anlagenareale ist auf natürliche Radioelementgehalte im Untergrund zurückzuführen. Die tiefsten Werte findet man über den Gewässern, da die terrestrische Strahlung dort durch den Wasserkörper abgeschirmt wird.

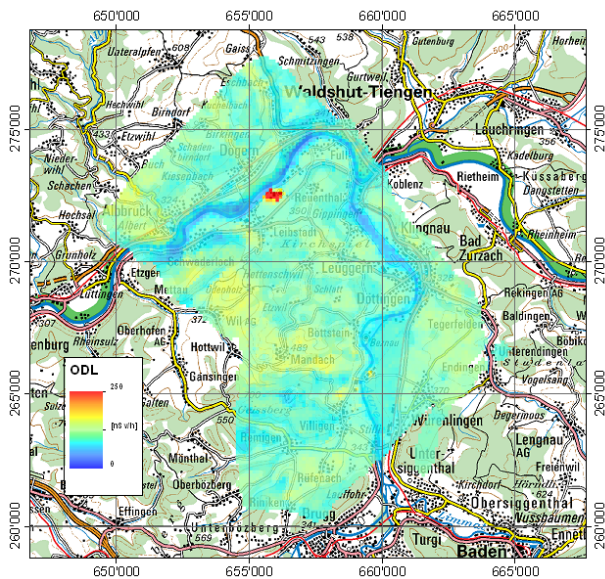


Abbildung 4:
Karte der Ortsdosisleistung im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

Die MMGC-Ratio steht für das Verhältnis der Anzahl niederenergetischer zur Anzahl hochenergetischer Photonen und ist ein sehr empfindliches Mass zur Eingrenzung von Gebieten, in welchen sich eine detaillierte Analyse der Daten empfiehlt. In der Abbildung 5 ist die nach Schwarz et al. (1991) modifizierte MMGC-Ratio für das Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG dargestellt. Darauf sind erhöhte Werte an den Standorten von KKL und PSI Ost zu erkennen. Zudem weist ein Gebiet südwestlich vom PSI West zwischen PSI und Villigen erhöhte Werte auf. Diese «Fahne» wurde durch die Positronenstrahler in der Abluft des PSI-West verursacht, die aufgrund der Gammalinie bei 511 keV identifiziert werden konnten. Aufgrund der stabilen Wetterlage mit schwachem Wind war die Verdünnung der Abluft gering. Ausbreitungsrechnungen mit dem ENSI-eigenen ADPIC-System basierend auf den gemessenen Wetterdaten für den entsprechenden Zeitraum liessen eine Ausbreitung in südlicher Richtung erwarten.

In den gemessenen Profilen durch die Schweiz konnte deutlich der Einfluss der Zusammensetzung des Untergrunds erkannt werden, der in erster Linie von der Geologie abhängig ist. So zeigte das Profil von Montreux nach St. Margrethen für die in den nördlichen Voralpen vorherrschenden geologischen Einheiten typische Ergebnisse mit niedrigen Aktivitäten der natürlichen Nuklidreihen von ^{232}Th und ^{238}U . Im Gebiet vom Toggenburg und Appenzell hin zum Rheintal wurden höhere Cäsium-Aktivitäten registriert als in der Westschweiz und im Mittelland. Die Aktivitäten erreichen Werte zwischen 30 und 50 Bq/kg. Vergleicht man gemittelte Spektren aus den beiden Gebieten, treten neben Unterschieden bei den natürlichen Radionukliden auch klare Un-

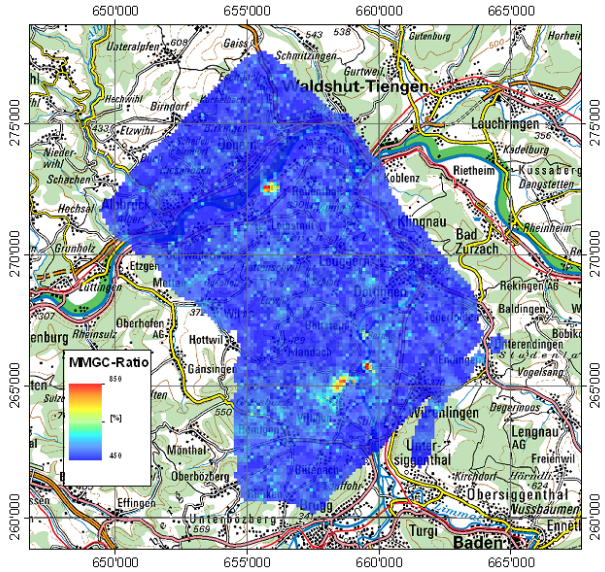


Abbildung 5:
Karte der MMGC-Ratio im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

terschiede für ^{137}Cs hervor (Abb. 6). Auf dem Profil von Wil nach Poschiavo wurden kurz vor dem Berninapass höhere natürliche Aktivitäten gemessen, die auf granitische Formationen zurückzuführen sind.

In der Abbildung 7 ist die statistische Verteilung für die verschiedenen Referenzflächen und die verschiedenen Aktivitäten bzw. Ortsdosisleistungen dargestellt. Die drei Gebiete bei Affoltern/ZH, Güttingen und Posieux zeigen sehr ähnliche Werte. Das Gebiet in Cadenazzo zeigt im Vergleich durchwegs etwas höhere Werte, insbesondere die Kalium- und Cäsiumaktivitäten sind deutlich höher als in den anderen Gebieten. Die Cäsium-Werte der Einzelmessungen in den drei Gebieten nördlich der Alpen liegen alle unterhalb der Nachweisgrenze des Messsystems.

Die Messungen über den Referenzflächen des BAG zeigten in Posieux, Affoltern/ZH und Güttingen ins-

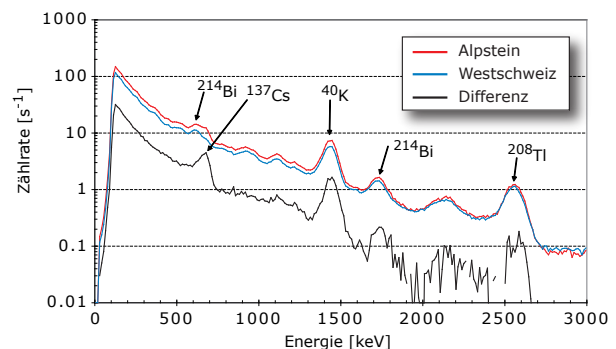


Abbildung 6:
Gemittelte Spektren auf dem gemessenen Profil von Montreux nach St. Margrethen aus der Westschweiz und dem Alpsteingebiet im Vergleich. Grün ist die Differenz zwischen den beiden Spektren dargestellt.

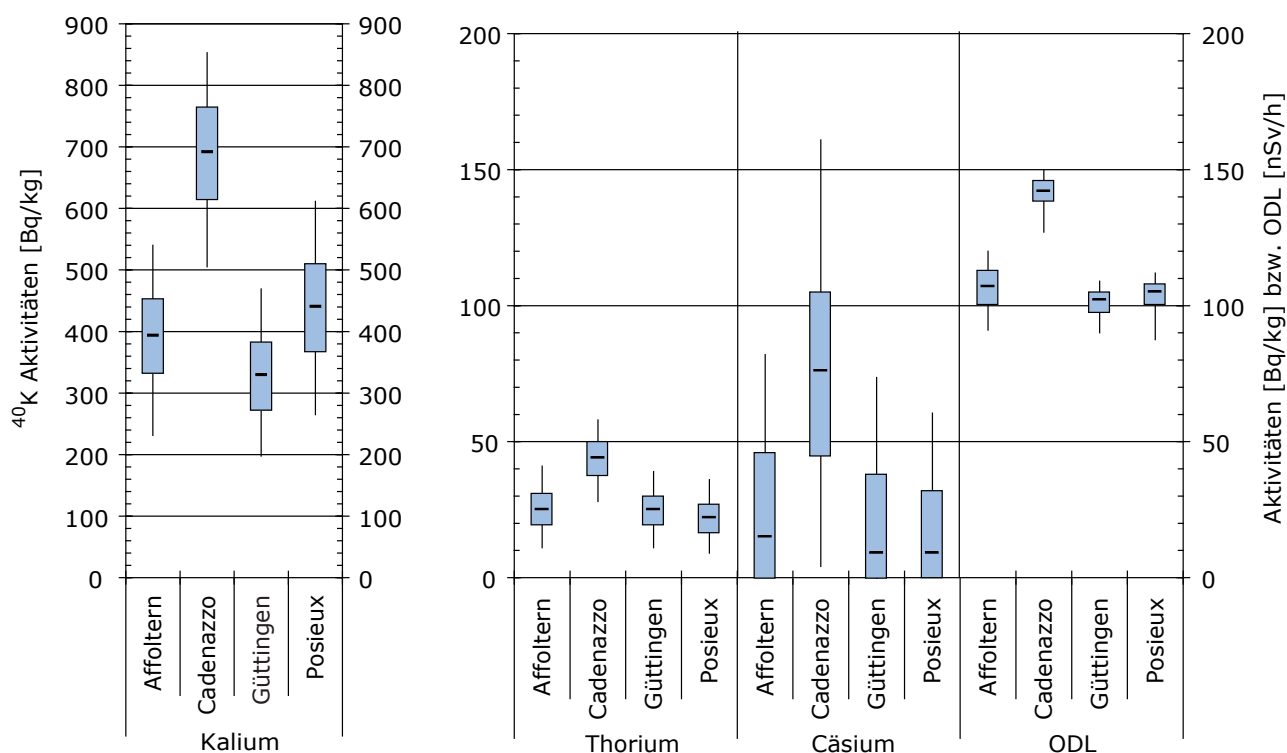


Abbildung 7:

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

gesamt eine homogene Aktivitätsverteilung. Bei der Referenzfläche in Cadenazzo wurden in der nord-westlichen Ecke in einem bewaldeten Gebiet im Vergleich zur übrigen Fläche erhöhte Cäsium-Aktivitäten festgestellt. Das Tessin war in der Schweiz das am stärksten betroffene Gebiet des Tschernobyl-Unfalls. Die damals abgelagerte Aktivität kann heute vor allem in Arealen nachgewiesen werden, deren oberste Bodenschicht weitgehend unbeeinflusst blieb, wie zum Beispiel in Waldgebieten.

Literatur

- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.
- Schwarz, G. F., Klingelé, E. E., Rybach, L., 1991: Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen. Bericht für das Jahr 1991 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.
- Für weitere Informationen siehe auch: www.far.ensi.ch.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010
Résultats 2010



4

Umwelt

Environnement

4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets	52
Résumé	52
Air	52
Réseau automatique de surveillance de l'air	53
Précipitations	57
Rivières	58
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	59
4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	60
Zusammenfassung	60
Vorgeschichte	60
Messkampagne «Eyjafjöll»	62
4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen	63
Zusammenfassung	63
Ziele	63
Methoden	63
Kernanlagen	64
Andere Betriebe	69
4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe	72
Résumé	72
Introduction	72
Résultats et discussion	73
Conclusions	74



4.1

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

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

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

Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement obtenus en 2010 n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Seules des faibles traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air, les précipitations ou les rivières, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération.

Air

L'OFSP exploite trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'air. Le premier se compose de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m³/h) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen, Leibstadt, Beznau et Mühleberg). Le deuxième, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés à Oberschrot/FR, Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Le réseau RADAIR, par exemple, est un système d'alerte dont l'objectif est de permettre une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l'air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont envoyés à la centrale toutes les 30 minutes. Cependant la limite de détection pour une activité bêta artificielle nette n'est que d'environ 1 Bq/m³ pour des durées de collection et de mesure de 30 minutes. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à 1 semaine, les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire. Le délai pour l'obtention 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.

Collecteurs d'aérosols à haut débit

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

Ces filtres sont changés hebdomadairement, puis envoyés au laboratoire de l'OFSP où ils sont analysés par spectrométrie gamma. En résumé, pour l'année 2010, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radioéléments d'origine naturelle ^7Be et ^{210}Pb prédominent. Des valeurs comprises entre 0.6 et 7.5 et entre 0.1 et 2.6 mBq/m^3 ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 2.0 $\mu\text{Bq/m}^3$). Le ^{137}Cs , attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations.

Notons par ailleurs que pour ce radioisotope (^{137}Cs), une grande partie des valeurs mesurées était, en 2010, supérieure à la limite de détection:

- 62% des mesures des filtres d'Oberschrot
- 100% des mesure des filtres du Monte Ceneri
- 90% des mesures des filtres de Güttingen
- 90% des mesures des filtres de Klingnau
- 48% des mesures des filtres du CERN

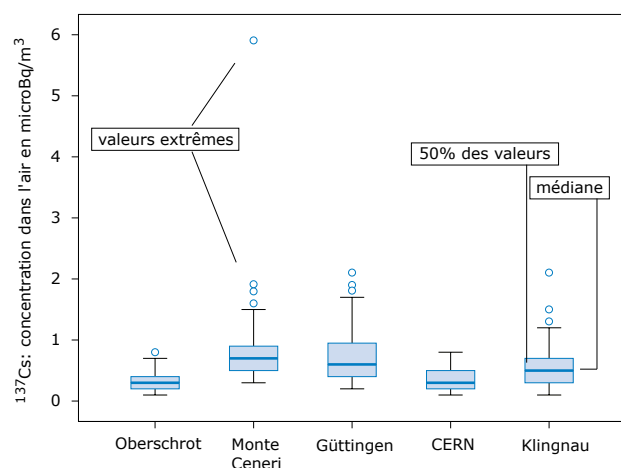


Figure 1: Concentrations en ^{137}Cs dans l'air pour les 5 High Volume Sampler (HVS) en Suisse. Boxplot avec la médiane, quartiles minimum et maximum et les déciles pour les valeurs supérieures à la limite de détection.

Les activités mesurées pour le ^{137}Cs se sont révélées très faibles. La valeur la plus élevée mesurée en 2010 provient des aérosols du Monte Ceneri (valeur maximale 5.9 $\mu\text{Bq/m}^3$).

En général, les valeurs les plus élevées proviennent du Monte Ceneri et de Güttingen (Figure 1). Cela s'explique par les retombées radioactives en Suisse durant l'accident de Tchernobyl qui étaient plus importantes au Tessin et dans la région du lac de Constance.

Des traces de ^{24}Na et de ^{131}I ont été sporadiquement détectées dans les filtres aérosols du CERN (valeurs comprises entre 2.5 et 18.7 $\mu\text{Bq/m}^3$ et entre 0.3 et 3.8 $\mu\text{Bq/m}^3$ respectivement). Ces radio-isotopes, d'une demi-vie de 15 heures pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immissions stipulées dans l'ORaP (100 Bq/m^3 pour le ^{24}Na , et 2.7 Bq/m^3 pour le ^{131}I) et ne présentent aucun danger du point de vue radiologique.

Voisinage des centrales nucléaires

(voir aussi Chapitre 8.5)

Les filtres d'aérosols des environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen, Beznau (mesures PSI) et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2010, à l'exception de traces de ^{137}Cs (0.7 à 1.9 $\mu\text{Bq/m}^3$) attribuables à la remise en suspension d'anciennes contaminations dues aux essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi qu'à l'accident de Tchernobyl. Comme dans les stations situées hors influence, la radioactivité des aérosols collectés au voisinage des centrales nucléaires est ainsi essentiellement d'origine naturelle. Avec des valeurs comprises respectivement entre 1.4 et 4.8 et entre 0.2 et 0.8 mBq/m^3 , les radionucléides ^7Be et ^{210}Pb sont en effet nettement prépondérants.

RADAIR

Réseau automatique de surveillance de l'air

Les modifications apportées en 2010

Le projet de rénovation de la centrale du logiciel de gestion des moniteurs et du logiciel de gestion des données se poursuivra et se terminera en 2011.

- Dans la partie «RADAIR-Web» un accent particulier a été mis sur les informations relatives aux alarmes techniques et radiologiques transmises à chaque utilisateur. Elles sont représentées sur une carte de la Suisse par des symboles décryptant le type d'alarmes. L'opérateur peut visualiser le message d'erreur par une info-bulle à côté du symbole et y apporter des commentaires suivant l'action qu'il y a faite. Pour chaque intervalle de mesure, les données radiologiques et météorolo-

giques de chaque station sont également visibles sur des cartes de la Suisse. L'utilisateur peut observer, en tout temps, les valeurs de chaque intervalle, jour après jour ou au jour et à l'heure de son choix. Toutes ces grandeurs mesurées peuvent être exportées ou visualisées directement sur un graphique. Pour l'exploitation, il y a 3 niveaux d'accès en fonction des utilisateurs.

- Dans la partie «RADAIR-Excel», le traitement plus détaillé des données se fait par un module adapté dans le logiciel Excel lequel charge directement les mesures depuis la base de données du serveur RADAIR. L'opérateur peut y afficher le graphique de chaque grandeur de mesure, y sélectionner une plage d'intérêt pour y effectuer des calculs ou y valider / dévalider un intervalle de mesures. Chaque grandeur de chaque moniteur possède son domaine de plausibilité. Lorsque les mesures restent dans le domaine plausible, la centrale les valide automatiquement (Figure 2 A et B).
- La nouvelle centrale gère la collecte des données radiologiques et météorologiques. Selon l'état des moniteurs et les valeurs de mesure, elle gère les alarmes qu'elle transmet sur RADAIR-web et génère un message d'alarme qu'elle envoie aux abonnés par la messagerie électronique.

En parallèle avec le développement software, les moniteurs d'iode et d'aérosols des sites de Bellinzona et du PSI ont été équipés avec les nouvelles lignes de transmissions sécurisées à haut débit (ADSL). Tous les moniteurs du réseau sont actuellement adaptés pour fonctionner sous Windows XP.

Les mesures

Collecteurs d'aérosols:

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

Rappelons que les activités α totales mesurées dans l'environnement sont supposées d'origine naturelle (gaz radon émanant du sol ainsi que ses produits de filiation). A cette activité α naturelle est, en tout temps, associée une activité β naturelle. Cependant, en cas d'incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère, l'activité β totale mesurée, comprend en plus de cette 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 une part constante de l'activité α totale naturelle (A_{tot}) à l'activité β totale (B_{tot}) mesurée:

$$B_{art} = B_{tot} - f \times A_{tot}$$

Le facteur f est appelée facteur de compensation α/β . Il est déterminé sur la base du rapport entre les émetteurs α et les émetteurs β de chaque mesure, durant une période déterminée. Il fluctue selon la météorologie, la période de l'année et le site de prélèvement. Ce facteur prédéfini, est corrigé régulièrement par télémaintenance au sein de chaque moniteur. Il fluctue en moyenne de 0.65 à 0.85.

Gestion des alarmes

Choix du moniteur: CVE - Genève - Aéro

Afficher les infos du moniteur Afficher graphique

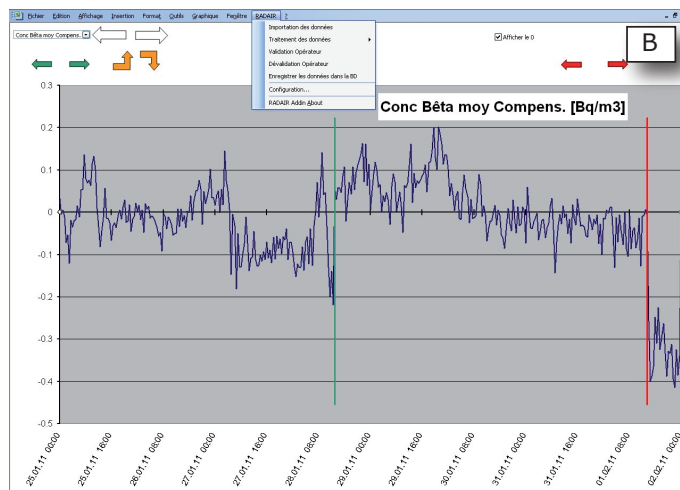
Liste des alarmes pour Genève - Aéro

Recherche d'alarmes Exporter les données au format XLS Exporter les données au format PDF

Statut	Date de début	Date de fin	Opérateur	Description
OK	11.01.2011 09:31	11.01.2011 11:01	U6532	WKP en cours Prog mesu aéro arrêté
OK	07.12.2010 14:37	20.12.2010 16:31	U6532	Pour contrôle et ajustement du Fa/b; Bt, le 11.1.11 Maintenance / Wartung
OK	03.12.2010 14:37	03.12.2010 14:44	U7083	Reformatage du disque du FHT2000 suite à l'installation de la mise à jour Thermo, réinstallation par AE le 20.12.10
OK	02.12.2010 12:01	02.12.2010 15:49	U7	Moniteur aéro ne répond pas
OK	27.11.2010 14:07	27.11.2010 14:10	U7	Etat des moniteurs
OK	24.11.2010 08:27	24.11.2010 08:31	U65	
OK	22.11.2010 08:07	22.11.2010 08:45	U65	
OK	20.11.2010 23:37	21.11.2010 05:57	U72	
OK	18.11.2010 08:01	18.11.2010 08:31	U72	
OK	17.11.2010 16:37	18.11.2010 08:01	U72	
OK	17.11.2010 13:31	17.11.2010 16:37	U72	
OK	17.11.2010 12:31	17.11.2010 13:31	U72	



A



B

Figure 2:

Aperçu de RADAIR WEB - A) gestion des alarmes B) affichage des données dans un tableau excel.

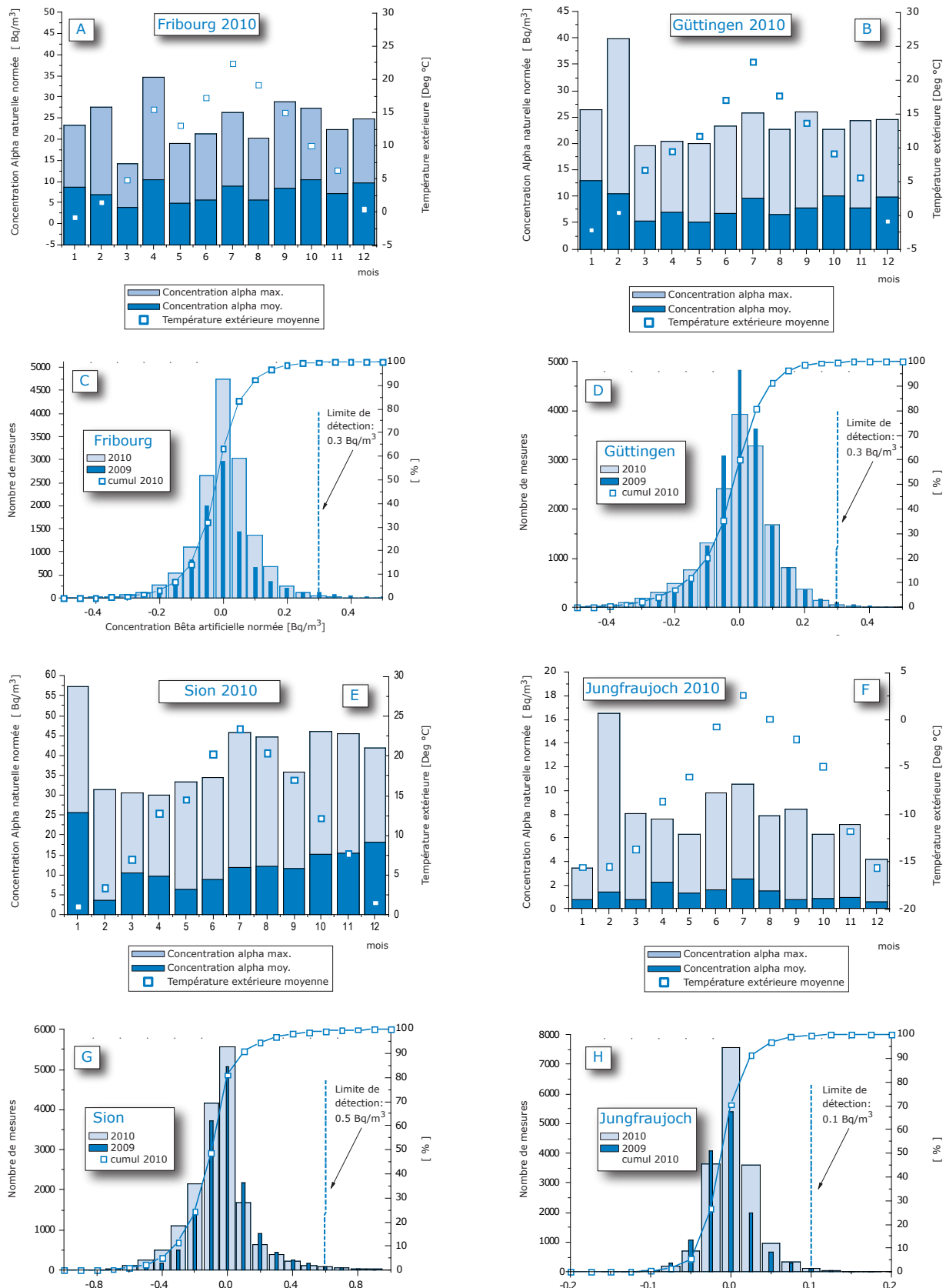


Figure 3:

Les graphiques A), B), E) et F) montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes et maximales ainsi que les températures mensuelles moyennes enregistrées en 2010 aux stations de Fribourg, Güttingen, Sion et Jungfrauoch. Les graphiques C), D), G) et H) représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2009 et 2010 à ces mêmes stations.

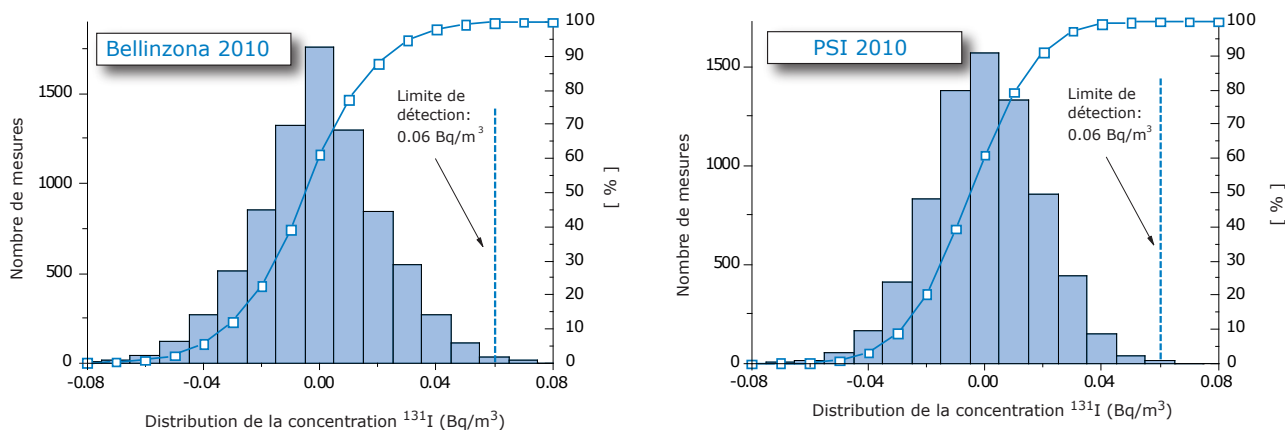


Figure 4:
Histogrammes de la concentration moyenne du ^{131}I des stations de Bellinzona et du PSI en 2010.

Pour les stations d'altitude, où les concentrations α et β peuvent être très faibles, il varie très fortement.

La figure 3 montre les concentrations α naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2010 aux stations de Fribourg, de Güttingen, de Sion et du Jungfrauoch ainsi que les histogrammes des concentrations β artificielles obtenues après compensation.

Les concentrations α maximales enregistrées dans les différentes stations dépendent de la situation géographique ainsi que de la nature géologique du sol. Pour une station donnée, représentée en figure 3, ces valeurs fluctuent d'un facteur de 2 à 5 au cours de l'année en fonction des conditions météorologiques.

Les différences marquées entre concentrations maximales et concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle allant de 5 à 60 Bq/m³ suivant les sites. Le phénomène d'inversion thermique limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent alors près du sol durant la nuit. Notons encore, d'une manière générale, que les concentrations naturelles les plus faibles se rencontrent au printemps où le brassage des masses d'air est plus important.

Plus les fluctuations de radioactivité naturelle sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence et donc plus la limite de détection de la concentration β artificielle sera élevée. On observe ainsi un rapport d'environ 80 à 100 entre la limite de détection des concentrations β artificielles et les valeurs maximales des concentrations α . La présence irrégulière du radon et de ses produits de filiation sur

le sol suisse est ainsi responsable des différences notables observées en fonction des sites dans les limites de détection de la radioactivité β d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration β (graphiques C, D, G et H de la figure 3) montrent ces limites. Malgré, un bon suivi de la compensation, les incidents de radioactivité plus petits que 0.5 à 1.5 Bq/m³ ne sont pas décelables par les moniteurs situés en plaine. Cette limite s'abaisse à 0.2 Bq/m³ pour les stations d'altitude.

De manière générale, les histogrammes des concentrations β artificielles moyennes normées enregistrés en 2009 et en 2010 montrent que les limites de détection sont restées sensiblement les mêmes pour ces deux années. Pour les sites de Fribourg et Jungfrauoch, le nombre total de mesures est plus faible en 2009 qu'en 2010 suite à des pannes liées à l'alimentation du détecteur. Pour le site de Sion, la forte fluctuation diurne-nocturne de 5 à 40 Bq/m³ contraint à avoir un facteur de compensation sensiblement plus bas afin d'éviter les pics de mesures de la radioactivité β d'origine naturelle; l'histogramme est alors décentré vers les valeurs négatives.

Notons pour terminer qu'aucune activité β d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par le réseau RADAIR en 2010.

Collecteur de ^{131}I :

Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (^{131}I) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à la limite de détection de 0.1 Bq/m³. La figure 4 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ^{131}I enregistré dans les stations de Bellinzona et du PSI. L'histogramme du moniteur du PSI est légèrement plus étroit que celui du moniteur de Bellinzona car le débit est 5% plus élevé au PSI.

Les pannes:

La disponibilité des mesures se situe entre 85 et 95% suivant les stations. D'une manière générale, les pannes les plus courantes ont été, dans l'ordre de fréquence: le positionnement correct des filtres lors du changement de ces derniers, la climatisation des locaux, l'alimentation du scintillateur et quelques courtes pannes de secteur.

Précipitations

Des échantillons de pluie sont collectés en continu aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen et Beznau ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos/GR, Cernier/NE, Fribourg, Güttingen/TG et Locarno-Monti/TI) pour l'analyse mensuelle des émetteurs gamma. Au cours de l'année 2010 la méthode de prélèvement a été modifiée au site de Cernier, ainsi qu'à Fribourg, Mühleberg, Güttingen et Davos, les radio-isotopes contenus dans la pluie sont dès lors capturés à l'aide d'une résine échangeuse d'ions.

A l'exception de traces sporadiques de ^{137}Cs (valeur maximale de 2.3 mBq/l enregistrée à Fribourg), aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les précipitations au cours de l'année 2010. Des valeurs comprises entre 0.2 et 2.1 Bq/l ont été mesurées pour le ^7Be naturel.

Divers laboratoires ou instituts mesurent mensuellement le tritium (^3H) dans des échantillons de précipitations. Les résultats des analyses effectuées par l'Université de Berne (Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umwelphysik) sur mandat de l'OFSP sont résumés au Chapitre 7.1 (stations de Bâle, Grimsel, La Brévine, Locarno, Meiringen, Nyon et Pontresina).

La diminution progressive du nombre d'ateliers de posage spécialisés dans l'application de peintures luminescentes à base de tritium, amorcée dans la région de La Chaux-de-Fonds il y a une dizaine d'années, s'est achevée par la disparition totale de cette activité en 2008. La surveillance du tritium dans les précipitations de La Chaux-de-Fonds a toutefois été maintenue. Les résultats des mesures ont montré que les concentrations de ^3H dans ces échantillons sont restées inférieures à 14.9 Bq/l en 2010.

L'OFSP mesure le ^3H dans les précipitations du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt. Le PSI analyse chaque mois les échantillons de pluie du voisinage du PSI, du ZWILAG ainsi que de la centrale nucléaire de Beznau. Les concentrations mensuelles de ^3H enregis-

trées en 2010 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg (valeur maximale: 4.9 Bq/l, médiane: 1.8 Bq/l), Gösgen (valeur maximale: 3.5 Bq/l, médiane: 1.8 Bq/l) et de Leibstadt (valeur maximale: 6.7 Bq/l, médiane: 4.2 Bq/l) sont restées proches de celles enregistrées dans des stations situées hors influence de ces installations (voir chapitre 7.1).

Les concentrations mensuelles de ^3H enregistrées au voisinage des centrales de Beznau ainsi qu'au PSI et au ZWILAG, situés dans un rayon de quelques kilomètres seulement, montrent que les concentrations sont généralement restées faibles avec ponctuellement des valeurs légèrement plus élevées (exemple: valeur maximale de 24.4 Bq/l en février à Beznau et de 23.3 Bq/l en août au ZWILAG). Ces valeurs sont cependant nettement inférieures aux valeurs limites autorisées (voir Chapitre 8.5).

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium

(voir également Chapitres 4.3 et 9.1).

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. Dans le cadre de la surveillance ciblée de ces entreprises, des échantillons de précipitations sont récoltés à Teufen/AR (entreprise RC Tritec - chapitre 4.3) ainsi qu'à Niederwangen/BE (entreprise mb microtec - figure 5). La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2010 sont résumés dans le tableau 1.

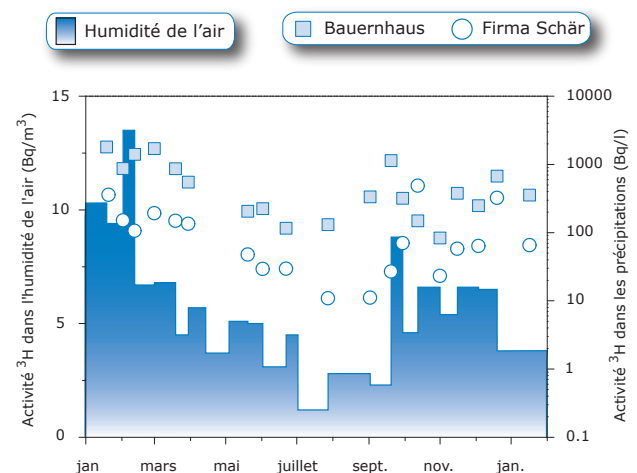


Figure 5:

Activité du tritium dans les précipitations en Bq/l (stations Bauernhaus et Firma Schär) et dans l'humidité de l'air en Bq/m³ d'air (station Firma Schär) à Niederwangen/BE.

Tableau 1:

Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ^3H en 2010.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	20 – 2'200	184
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	11 – 485	120
Garage 200 m SW de l'entreprise	8 – 1'192	172
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	13 – 572	129
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	83 – 1'794	606

Les concentrations de ^3H enregistrées en 2010 à Niederwangen/BE et Teufen/AR sont généralement comparables à celles obtenues au cours des années précédentes (voir Figure 10, Chapitre 4.3). La firme RCT a arrêté l'utilisation du ^3H en 2008. Au premier trimestre 2010, des travaux de décontamination des laboratoires étaient à l'origine des émissions. A partir de 2011, les émissions devraient être nettement inférieures. Notons que la concentration maximale du tritium enregistrée dans les précipitations de Teufen/ AG représente environ 20% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public (soit 12'000 Bq/l).

A Niederwangen, l'activité du ^3H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (figure 5). Les valeurs obtenues en 2010 se sont situées entre 1.2 et 10.3 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 5.8 Bq/m³.

Rivières

Les échantillons d'eau du Ticino (près de Contone/TI) ainsi que du Rhône (près de Porte-du-Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, n'ont pas présenté de radioactivité d'origine artificielle à l'exception de traces de ^{137}Cs provenant d'anciennes contaminations (valeur maximale de 1.7 ± 1.2 mBq/l enregistrée dans le Rhône/Porte du Scex). Les activités des émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chapitre 4.3.

Les concentrations mensuelles de tritium mesurées en 2010 dans les eaux du Ticino et du Rhône sont inférieures à 3 Bq/l.

Dans les échantillons d'eau de l'Aar, collectés en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg, l'activité du ^3H est également restée très faible avec une valeur maximale s'élevant à 1.6 Bq/l.

Les concentrations mensuelles de ^3H enregistrées en 2010 dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2.3 Bq/l à l'exception de la période avril-mai, où, comme chaque année, une légère augmentation est observée en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (maximum en avril 2010: 6.1 Bq/l voir Chapitre 8.5).

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

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne et La Chaux-de-Fonds ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienne afin de déterminer les concentrations de ^3H et d' ^{131}I rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de l'industrie horlogère ou de la combustion de déchets contenant du tritium dans les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2010.

En octobre 2010 un pic de concentration de ^3H atteignant 12'645 Bq/l a été observé dans l'échantillon journalier des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville en septembre. Deux autres pics avec des concentrations de ^3H de 8'840 et 6'380 Bq/l ont été observés en mars. Ce phénomène, a régulièrement été observé par le passé. Son origine n'a par ailleurs jamais pu être éclaircie malgré les recherches menées par le laboratoire cantonal de Bâle-Ville en collaboration avec l'OFSP. La combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois l'explication la plus probable.

Etant donné la très grande dilution des rejets de la station d'incinération dans le Rhin (volume de l'eau de lavage des fumées rejeté dans le Rhin: 500 m³ par jour; débit moyen du Rhin: 1'000 m³ par seconde), les pics de concentration observés dans l'eau de lavage des fumées n'ont pas contribué à une augmentation significative de la teneur en ^3H des eaux du Rhin. En effet, en mars et septembre 2010 où ces pics de concentration ont été observés, les concentrations mensuelles en ^3H mesurées dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2.1 Bq/l.

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds, légèrement élevées, s'expliquent par le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent également dans la STEP. Comme mentionné précédemment, ces valeurs sont toutefois en diminution constante depuis les années nonante, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^3H dans les ateliers horlogers.

Tableau 2:

Tritium (^3H) et ^{131}I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP en 2010).

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	^{131}I	50/47	< 0.1 - 0.8	0.3	0.4
		^3H	50/49	1.0 - 7.0	4.3	4.3
Incineration Bâle		^{131}I	51/46	< 0.1 - 3.5	0.4	0.7
		^3H	343/343	4.8 - 12'645	90.8	245.3
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	26/20	< 0.1 - 1.1	0.4	0.4
	URA/OFSP	^3H	12/12	2.4 - 5.7	3.6	3.6
Incineration Bienne	URA/OFSP	^3H	52/44	4.0 - 18.0	7.0	7.4
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	^3H	50/50	6.0 - 110.0	17.5	22.2
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	47/1	< 0.1 - 0.4	-	-
		^3H	11/1	< 1.5 - 2.0	-	-
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	50/0	< 8.9	-	-
	URA/OFSP	^3H	12/12	0.8 - 2.1	1.7	1.6

4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

M. Müller, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 BERN

Zusammenfassung

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

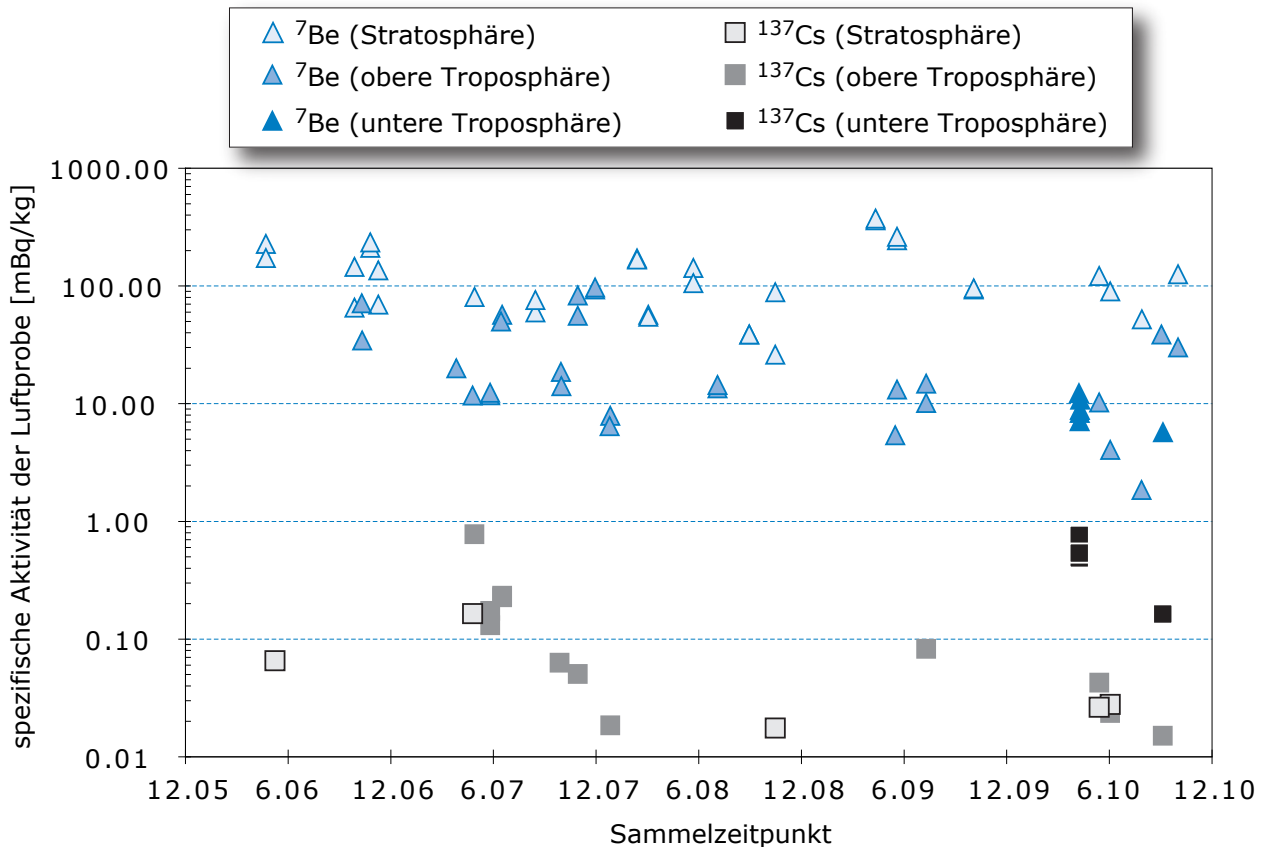
Im April 2010 fanden nach der Eruption des isländischen Vulkans Eyjafjöll zusätzliche Messflüge statt, primär um die chemischen und physikalischen Eigenschaften der bis in die Schweiz verfrachteten Aschepartikel zu bestimmen (Zusammenarbeit mit dem PSI). Während sich herausstellte, dass das verwendete Filtermaterial für eine chemische Analyse ungeeignet ist, ergaben sich interessante Resultate für die Radioisotope.

Vorgeschichte

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

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität in die Atmosphäre, und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet. Bei Kernwaffenexplosionen findet eine Ausbreitung bis in die Stratosphäre statt, bei Unfällen in Kernanlagen vorwiegend in der Troposphäre.

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 Flug-

**Figur 1:**

^7Be - und ^{137}Cs -Messwerte in mBq/kg Luft der Jahre 2006-2010. Die Resultate zeigen das natürliche ^7Be und das künstliche ^{137}Cs , welches noch vom Bombenfallout her stammt.

zeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, welches ermöglichten, mittels Militärflugzeugen Luftproben (Aerosole) aus 8'000 bis 12'000 m Höhe zu sammeln um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60er-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

Ab dem Jahr 2000 war ein Einsatz mit den Sammelgeräten der ersten Generation nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängevorrichtung 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, (als Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.

Sammlung und Messung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikel erfolgt mit Sammelaggregaten, die unter dem Flügel eines Tigers F-5F/E befestigt werden (Fig. 2). Der Luft-einlass kann vom Piloten geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Die Geräte wurden im Windkanal kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer die Anzahl gesammelter Kilogramm Luft ermittelt werden kann.

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

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

Als Filtermaterial wird ein Zellulosefilter (Sorte 0048, Art. Nr. 348987) von Whatman mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Für die Messungen wird der Filter halbiert und eine Hälfte mit einer hydraulischen Presse mit 25 Tonnen zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst. Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen.

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

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.

Der Medianwert über die letzten fünf Jahre liegt für ^7Be oberhalb der Tropopause bei 106 mBq/kg, jener bei 1'000 m unterhalb der Tropopause bei 15 mBq/kg. Diese Ergebnisse sind in guter Übereinstimmung mit denjenigen von P. Winiger^{1,2,3,4} aus den 60er-Jahren, die für ^7Be im Mittel 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg 1'000 m über bzw. unter der Tropopause ergaben. Die ^{137}Cs -Werte lagen damals deutlich höher, d.h. zwischen 400 und 4'000 mBq/kg.

- 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.



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

Messkampagne «Eyjafjöll»

Nach dem Ausbruch des isländischen Vulkans Eyjafjöll im April 2010 wurden zusätzliche Sammelflüge in Flughöhen von 1'000 bis 3'500 m durchgeführt. Das primäre Ziel war es Probenmaterial von der Aschewolke zu erhalten, dessen chemische Zusammensetzung und physikalische Eigenschaften am PSI und in der Abteilung LMS-BAG bestimmt werden sollten. Es stellte sich aber heraus, dass der verwendete Glasfaserfilter ungeeignet für solche Untersuchungen war. Interessante Resultate lieferten hingegen die ebenfalls durchgeführten Radioaktivitätsmessungen. Wie erwartet lag die Konzentration des natürlichen ^7Be etwas unter den in einer Flughöhe von 8-12 km üblichen Werte (Fig. 1). Hingegen waren die ^{137}Cs Konzentrationen in jenen Proben die Vulkanasche enthielten mit bis zu 0.85 mBq/m³ relativ hoch. Eine mögliche Quelle für dieses ^{137}Cs ist «Resuspension» von Fallout-Cäsium aus dem Eis über dem Vulkan. Eine abschliessende Interpretation der Resultate liegt aber noch nicht vor. Die gemessenen ^{137}Cs Werte liegen weit unterhalb des Immissionsgrenzwertes von 3 Bq/m³.

4.3

Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, M. Fujak, S. Bollhalder

Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

M. Zehring

Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{58}Co , ^{60}Co und ^{54}Mn von den Kernkraftwerken Mühleberg und Beznau aber auch ^{137}Cs vom Tschernobylunfall nachgewiesen. Die in den letzten Jahren erfolgten Reduktionen der Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co durch das KKW Beznau spiegeln sich in deutlich niedrigeren Konzentrationen in den Wasserproben wider. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar, in Wasserpflanzen geringe Spuren von ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{137}Cs . Messungen im Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine Spuren künstlicher Radionuklide gefunden werden. In der Rauchgaswaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz zeigten die Monatsproben Spuren von ^{137}Cs (3 Proben) und ^{131}I (7 Proben). Insgesamt führten die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

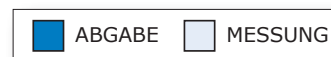
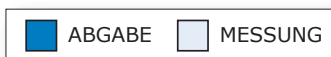
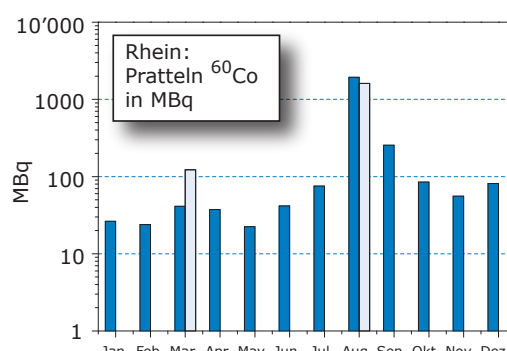
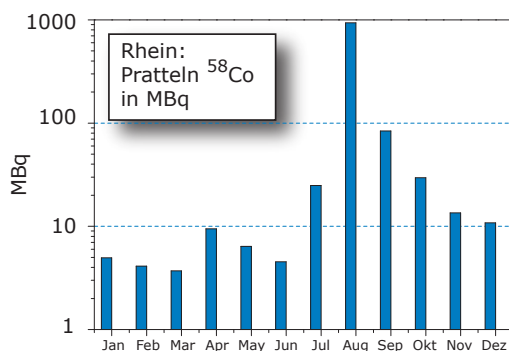
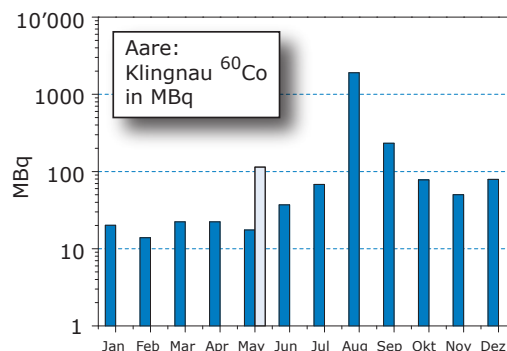
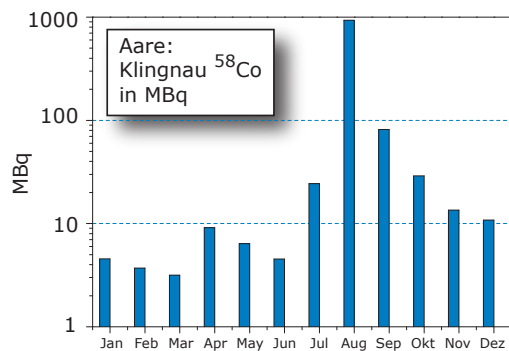
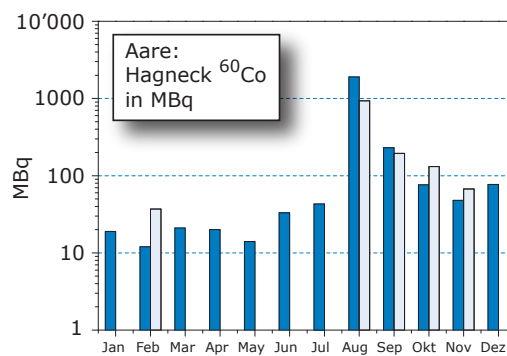
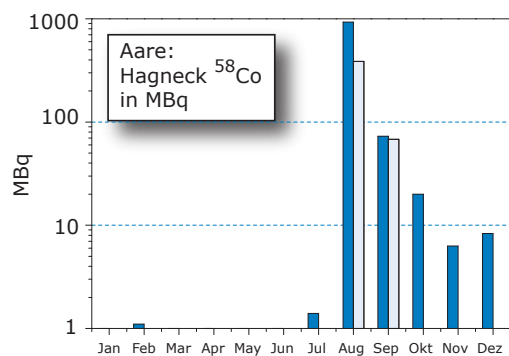
Ziele

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

Methoden

Die Aktivitäten aller an der EAWAG gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaskpektrometrie bestimmt. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität auf das Trockengewicht bezogen. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Rekingen werden direkt gemessen. Die Bestimmung der Tritiumaktivität wird ab 2003 durch die Sektion Umweltradioaktivität (URA) des BAG und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz/D durchgeführt.

Die Schwebstoffe im Rhein wurden zusätzlich in Weil unterhalb von Basel vom kantonalen Laboratorium Basel gemessen.



Figur 1: ^{58}Co -Aktivitäten im Flusswasser bei Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben (blau) zeigen das Total der flussaufwärts liegenden Kernkraftwerke und erfolgten vor allem während den Revisionen in den Sommermonaten. Sie sind so gering, dass sie im Wasser meistens nicht nachgewiesen werden konnten. ^{58}Co stammt zum grössten Teil von Mühleberg und Beznau.

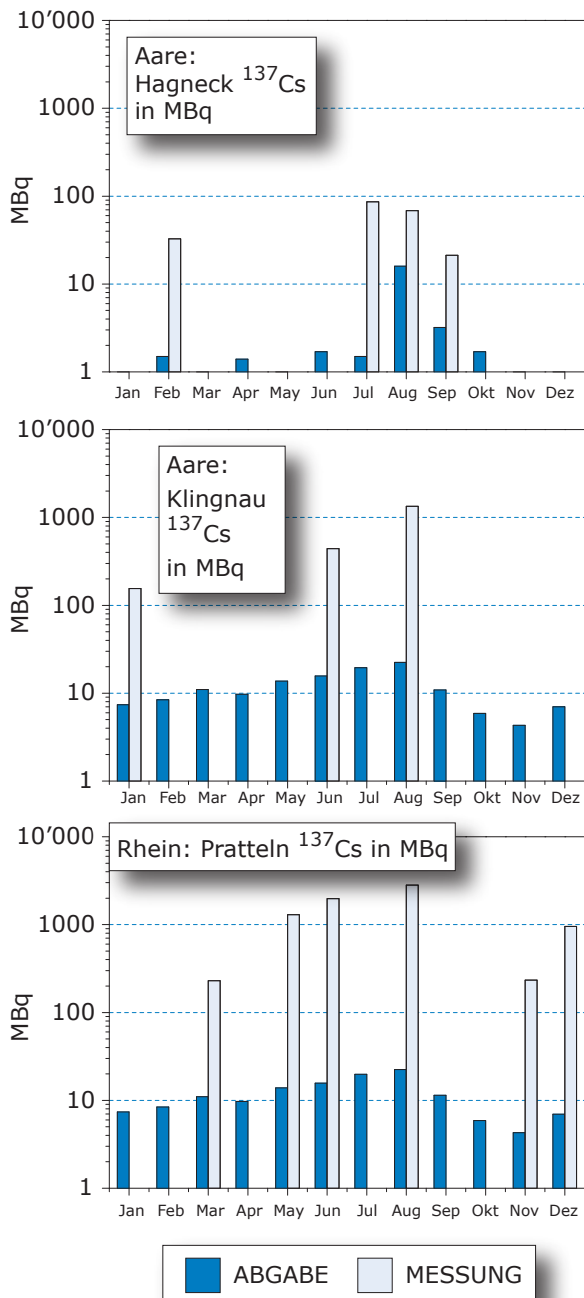
Figur 2: ^{60}Co -Aktivitäten im Flusswasser bei Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision des KKW's Mühleberg. Mit acht Ausnahmen liegen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze von typischerweise 0.1 GBq.

Kernanlagen

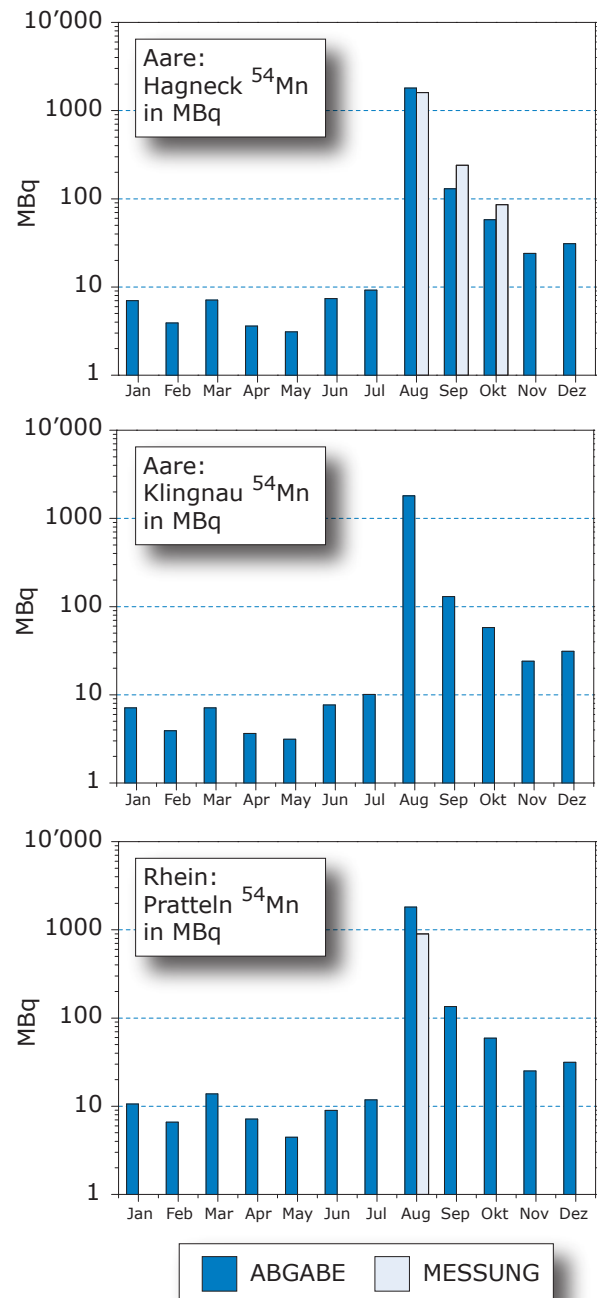
Wasserproben

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

die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 200 L ergibt.



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



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

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

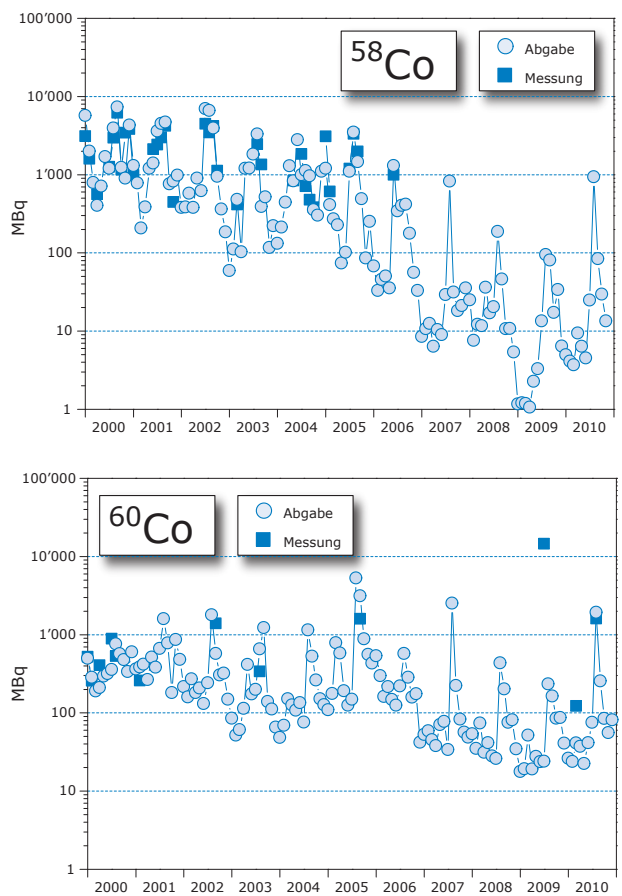
Das meiste ^{58}Co und ^{60}Co stammt aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August während der Revision. Obwohl 2010 die Gesamtabgaben der KKW's leicht zugenommen haben (Tab. 1 und 2, Figuren 5 und 6) liegen die gemessenen Konzentrationen häufig unter der Nachweisgrenze von typischerweise 0.1 GBq.

Im Falle von ¹³⁷Cs (Fig. 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Dies ist auf die Remobilisierung von ¹³⁷Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

⁵⁴Mn stammt wie ⁶⁰Co vor allem aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die höchste Aktivität wurde nach der Revision im August gemessen.

In Klingnau und Pratteln ist ⁵⁸Co und auch ⁵⁴Mn nicht mehr messbar infolge von Verdünnung und Sedimentation (Ausnahme: Pratteln August ⁵⁴Mn). Bis Pratteln scheint das meiste ⁵⁴Mn jedoch zu sedimentieren.

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



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

Jahresgesamtbilanz Pratteln ⁵⁸Co und ⁶⁰Co

Tabellen 1 und 2 zeigen den Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ⁵⁸Co und ⁶⁰Co Aktivitäten mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen haben. Die Bilanz zeigt, dass im allgemeinen rund 50% der Aktivitäten die Schweiz verlassen, mit Ausnahme des Jahres 2009.

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

Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	20.7	13.2	0.64
2002	22.3	13.3	0.59
2003	9.6	4.2	0.44
2004	10.6	4.3	
2005	9.2	10.2	1.11
2006	3.0	1.0	0.33
2007	1.0	< 1.0	
2008	0.4	< 0.1	
2009	0.3	< 0.1	
2010	1.13	< 0.1	

Tabelle 2 Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ⁶⁰Co Aktivitäten mit den Messungen in Pratteln.

Tabelle 2: Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ⁶⁰Co Aktivitäten mit den Messungen in Pratteln.

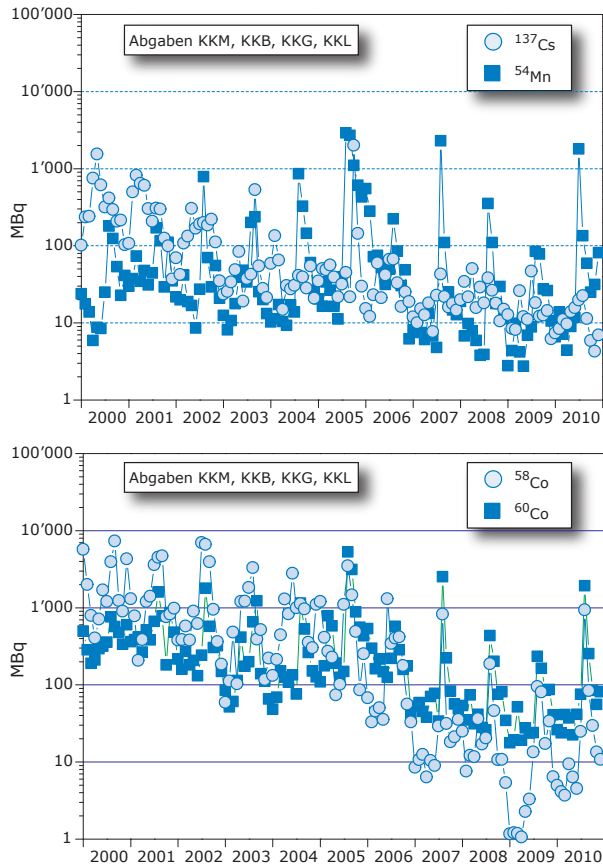
Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	6.9	0.3	0.04
2002	4.6	1.4	0.30
2003	3.3	0.3	0.10
2004	2.9	< 0.1	
2005	12.4	1.6	0.13
2006	2.9	0.4	0.14
2007	3.3	< 0.1	
2008	1.1	< 0.1	
2009	0.8	14*	
2010	2.7	1.7	0.62

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

2009 wurde im Juli ein erhöhter ⁶⁰Co Wert gemessen, der nicht mit den Abgaben der kernkraftwerke in Verbindung gebracht werden konnte. Eine mögliche Erklärung ist Resuspension von Sediment durch starkes Hochwasser in diesem Monat.

Jahresgesamtbilanzen aller KKW's

Die monatlichen Abgaben aller KKW's während der letzten elf Jahre sind in Figur 6 dargestellt. Die Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co nehmen tendenziell ab (ausser im Jahr 2005 und 2010). In den Jahren 2006, 2008 waren sie besonders tief. Die ^{54}Mn und ^{137}Cs Abgaben sind generell tief mit Ausnahme des Jahres 2005 und ^{54}Mn im Jahr 2007.

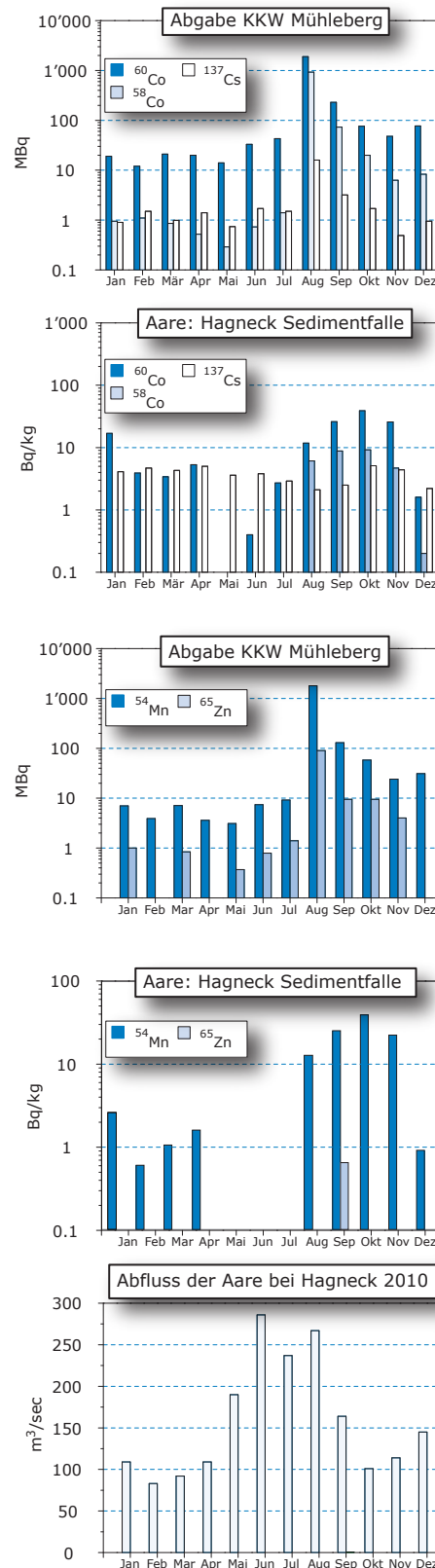


Figur 6: Monatliche Abgaben aller KKW's während der letzten elf Jahre.

Sedimentproben

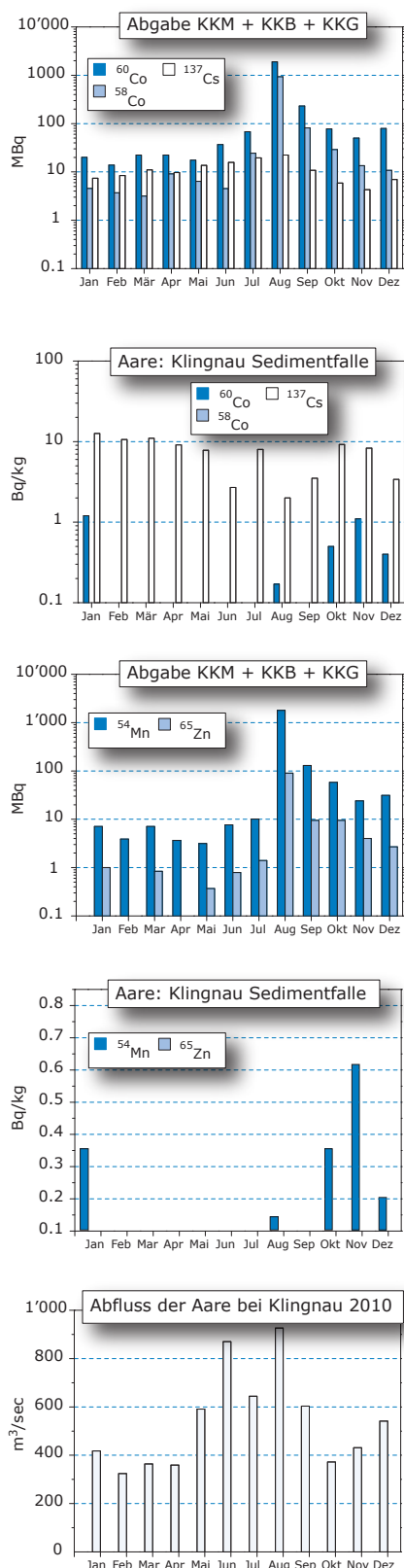
Bekanntlich sind die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Flieseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Um sich ein qualitatives Bild über diese Sedimentationsvorgänge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

Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in MBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gemessenen

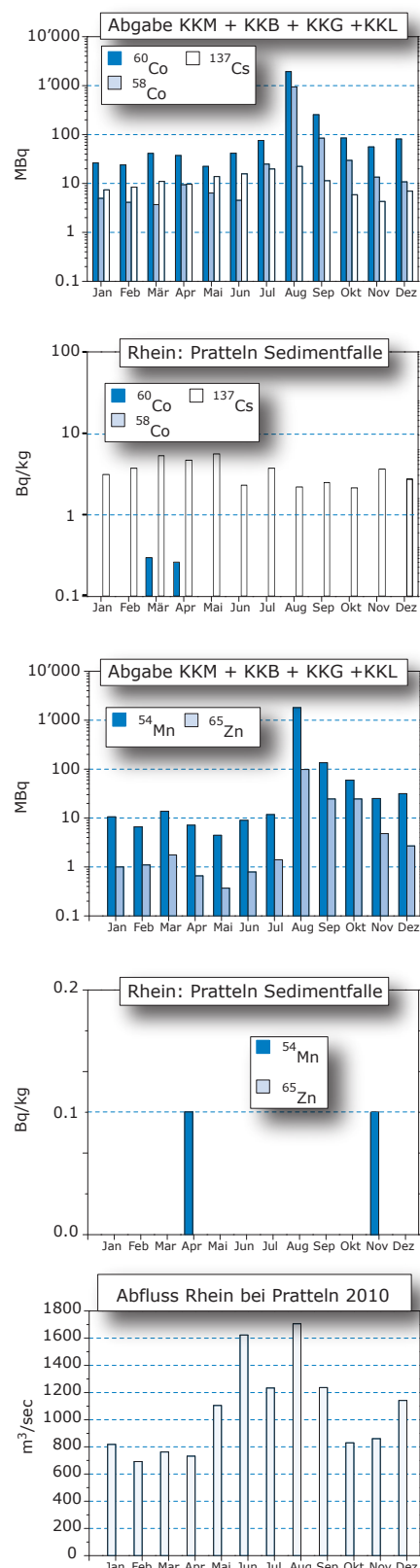


Figur 7:

In den ersten 4 Teilfiguren sind abwechselungsweise, die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg und anschliessend die entsprechenden gemessenen Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck gezeigt. Die 5. Teilfigur zeigt die mittleren monatlichen Abflussmengen, die zusammen mit den Abgaben eine wichtige Rolle bei der Sedimentation spielen.



Figur 8:
Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs , das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt.



Figur 9:
Die in Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie diejenigen von Klingnau. ^{137}Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall.

nen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im August. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport auch in den folgenden Monaten die Werte in Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Bis auf ^{137}Cs , das auch aus der Umgebung stammt, zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf.

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

Auch in Pratteln (Fig. 9) war ^{137}Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene ^{58}Co (Juni bis August) war nicht mehr nachweisbar. Die ^{54}Mn -Werte lagen nur wenig über der Nachweisgrenze. Nach der Revision des KKW's Mühleberg konnte in den Sedimentproben von Hagneck im September etwas ^{65}Zn gefunden werden.

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2010 wurden an 2 Stellen Fische aus der Aare untersucht: Ein Alet aus der Aare unterhalb des Kernkraftwerks Gösgen und je ein Alet aus der Gegend unterhalb Beznau. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei zwei Fischen wurde natürliches ^{40}K (~ 500 Bq/kg) gefunden. Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

In Moos, das am 05.04.10 der Aare bei Hagneck entnommen wurde, waren Spuren von ^{54}Mn (1.9 ± 0.4 Bq/kgTS), ^{60}Co (7.6 ± 0.5 Bq/kgTS) und ^{137}Cs (2.6 ± 0.4 Bq/kgTS).

Am 02.06.10 vor der Revision von Mühleberg wurde nur ^{137}Cs (1.6 ± 0.4 Bq/kgTS) in Moos bei Klingnau gefunden.

Bei Pratteln (30.09.10) dagegen wurde ^{58}Co (0.7 ± 0.4 Bq/kgTS), ^{60}Co (2.2 ± 0.3 Bq/kgTS), ^{137}Cs (3.4 ± 0.4 Bq/kgTS) und ^{54}Mn (1.4 ± 0.4 Bq/kgTS) gemessen.

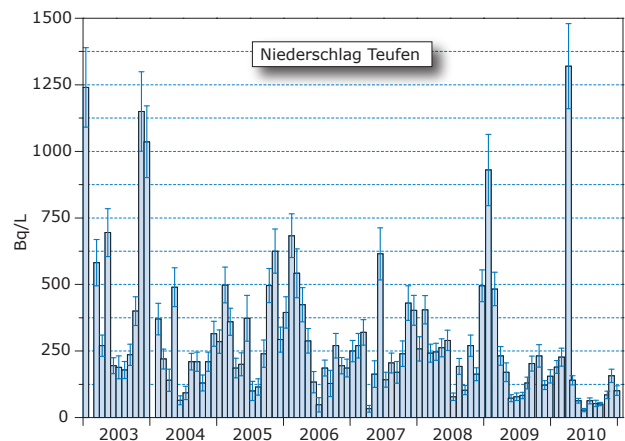
Grundwasser

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden nach der Revision in Aarberg (01.09.10), Pratteln (30.09.10), und Döttingen (08.11.10) Proben von je 100 L genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

Andere Betriebe

RC Tritec AG / Teufen

Figur 10 zeigt die Resultate der Tritium Analysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die BAG URA gemessen wurde. Die RC Tritec hat 2008 die Produktion von Tritiumleuchtfarben für die Uhrenindustrie komplett eingestellt. Im ersten Quartal 2010 sind alle Anlagen zurückgebaut und die Labors vollständig dekontaminiert worden. Dies erklärt die einmaligen hohen Abgaben im Frühling.

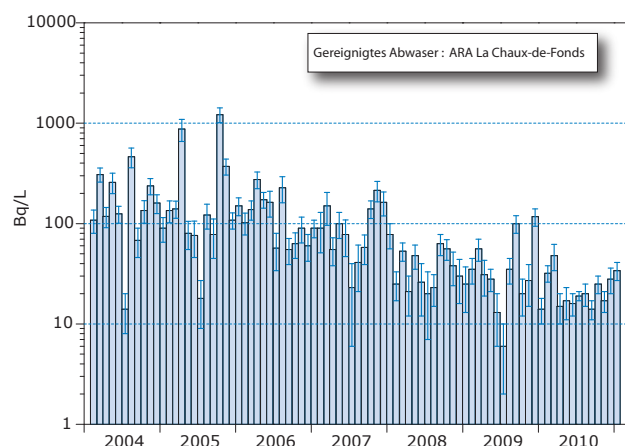


Figur 10:

Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Im Mittel liegen die Messwerte etwas niedriger als im Vorjahr. (Messung URA/BAG)

Messungen in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds

In Figur 11 sind die Tritium Konzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds dargestellt. Der seit längerer Zeit beobachtete Trend zu niedrigeren Werten hat sich auf tiefem Niveau stabilisiert.



Figur 11:

Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA. Die Werte im Abwasser zeigen einen generellen Abwärtstrend. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die URA des BAG.

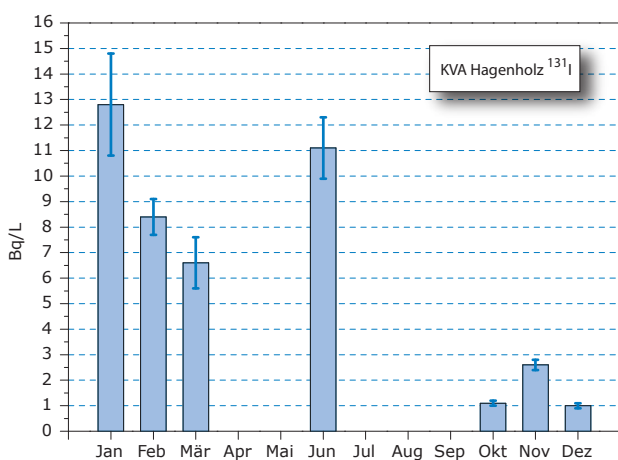
Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr im Vergleich zum Vorjahr fast zweimal weniger Tritium-Fracht abgegeben.

Kläranlage Zürich

Kläranlagen eignen sich besonders, um radioaktive Abgaben von Industriebetrieben und Spitälern festzustellen. Die ARA Werdhölzli in Zürich wird deshalb mittels wöchentlichen Proben überwacht. Ausser geringen Mengen des natürlichen Radionuklids ^{40}K konnten keine künstlichen Radionuklide und insbesondere kein ^{131}I festgestellt werden. In 4-wöchigen Mischproben wurde zusätzlich die Tritiumaktivität gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2010 beträgt 1.6 ± 0.9 Bq/L und hat sich damit gegenüber dem Vorjahr nicht verändert.

Kehrichtverbrennung

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchgaswaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben zehn positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. 2010 wurde ^{131}I mit Konzentrationen von 0.6 - 7.8 Bq/L gefunden. In 3 Proben waren Spuren von ^{137}Cs (50 - 200 mBq/L).



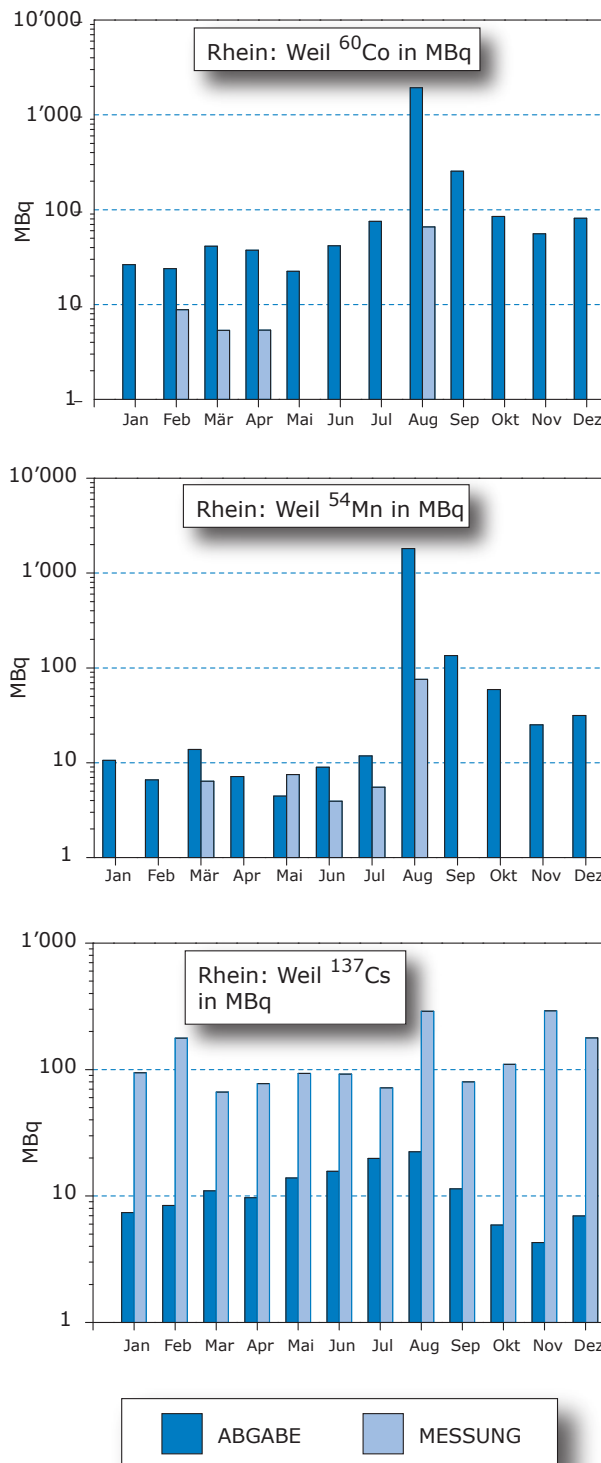
Figur 12: ^{131}I Konzentrationen in der Rauchgaswaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz.

Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelt ^{40}K Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Die Resultate für das Jahr 2010 ergeben im Mittel 0.7 ± 0.2 Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

Schwebstoffproben im Rhein

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



Figur 13: ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{137}Cs und Aktivitäten im Rhein bei der internationalen Rheinüberwachungsstation Weil a. R. unterhalb Basel.

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

Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben (siehe Figur 13) zeigt, dass ^{137}Cs primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt. ^{60}Co und ^{54}Mn in erhöhter Aktivität wurden im August gemessen, als Folge der erhöhten Abgaben während der Revision des KKW's Mühleberg.

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

4.4

Radioactivité du sol et de l'herbe

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

Institut de Radiophysique, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

S. Estier, P. Steinmann, A. Gurtner

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

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

Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0-5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie in-situ ont également été réalisées, ainsi que des mesures de ^{90}Sr dans certaines denrées alimentaires. Les résultats montrent que le niveau d'activité artificielle dans le sol et l'herbe est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude. Les activités sont toutefois au maximum de quelques Bq/kg pour le plutonium, l'américium et le ^{90}Sr . Ces radioéléments sont présents dans l'environnement en Suisse suite aux retombées des essais nucléaires des années soixante et la dépendance en fonction de l'altitude résulte d'une plus grande déposition sur les sites de prélèvement où la pluviométrie et l'enneigement sont élevés. Le niveau d'activité en ^{137}Cs est plus variable et dépend de la contribution de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et peut atteindre au Tessin, région particulièrement touchée par les retombées de l'accident, jusqu'à 300 Bq/kg (env. 21 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse). Le ^{90}Sr , comme analogue chimique du calcium, peut être transféré du sol à l'herbe ainsi qu'à certains aliments. On montre également dans ce rapport que le ^{90}Sr , dont la présence dans l'environnement en Suisse est dû exclusivement aux retombées radioactives des essais nucléaires des années soixante, a un temps de résidence de 12.9 ± 1.3 ans en moyenne dans tous les compartiments (sol, herbe, lait, vertèbres, dents de lait) mesurés. Cette mesure du temps de résidence a été rendue possible grâce aux mesures à long terme (soit sur plus de 40 ans) du ^{90}Sr dans ces échantillons.

Introduction

On mesure en Suisse l'activité en émetteurs gamma (principalement ^{137}Cs), en émetteurs beta (principalement ^{90}Sr) et en émetteurs alpha (principalement plutonium et américium) dans la couche supérieure du sol (0-5 cm) dans le but d'évaluer l'exposition de la population suisse aux rayonnements ionisants. On ajoute à ces mesures des analyses de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans l'herbe croissant sur ces sols. Pour certains sites de prélèvement, ces mesures représentent un suivi à long terme sur plusieurs décennies. Par exemple, les sols et les herbes des abords des centrales nucléaires suisses sont prélevés et mesurés depuis leur construction, soit pour certaines environ 40 ans. Ce suivi nous permet de déterminer l'impact potentiel des centrales nucléaires sur l'environnement et nous permet aussi d'étudier l'impact que les tirs nucléaires des années soixante ont eu et ont encore sur l'environnement en Suisse. En effet, la totalité du ^{90}Sr , du plutonium et de l'américium mesurés dans les sols provient des retombées radioactives de ces essais. La répartition du ^{137}Cs entre les retombées des tirs nucléaires et les retombées de l'accident de Tchernobyl varie fortement en Suisse, mais est d'environ 50% sur le Jura¹. La proportion de ^{137}Cs de Tchernobyl peut atteindre 90% dans certaines régions du Tessin mais rarement plus de 20% sur le plateau suisse, à l'exception de certaines régions de Suisse orientale.

Dans ce rapport nous reportons l'activité de certains radioéléments dans le sol (0-5cm) et l'herbe. A titre comparatif, nous avons aussi déterminé l'activité en ^{90}Sr de certains produits (légumes et laits)

¹ Froidevaux et al. Env. Sci Technol. **2010** ; 44, 8479-8484.

prélevés sur le marché de Lausanne afin d'évaluer les conséquences de la contamination en ^{90}Sr du sol sur les produits maraîchers. Enfin, nous avons également déterminé le temps de résidence du ^{90}Sr dans certains compartiments de l'environnement (sol et herbe), de denrées alimentaires (lait et blé) ainsi que du corps humain (vertèbres et dents de lait). Le temps de résidence est une donnée très importante pour évaluer les doses de radiation reçues par la population sur le long terme suite à une contamination de l'environnement.

Résultats et discussion

Les résultats des mesures effectuées sur les sols sont présentés dans le Tableau 2. Les activités en plutonium et ^{241}Am sont données à titre indicatif et sont discutées en détail au chapitre 7.2. On constate que les activités des sites du plateau suisse (centrales nucléaires incluses), ne dépassent pas 21 Bq/kg pour le ^{137}Cs , 2.3 Bq/kg pour le ^{90}Sr et 0.19 Bq/kg pour $^{239+240}\text{Pu}$. En montagne et au Tessin, ces activités sont significativement plus élevées et peuvent atteindre 300 Bq/kg pour le ^{137}Cs , 7.7 Bq/kg pour le ^{90}Sr et 0.45 Bq/kg pour $^{239+240}\text{Pu}$. Les activités en ^{40}K sont relativement constantes sur le plateau suisse et se situent entre 270 et 420 Bq/kg. Elles sont plus élevées sur les sites du Tessin (480 - 670 Bq/kg). Les valeurs les plus élevées en ^{137}Cs (300 Bq/kg) sont également observées au Tessin. Les valeurs élevées en ^{137}Cs mesurées au Tessin proviennent des retombées de l'accident de Tchernobyl, particulièrement importantes au Tessin à cause d'une pluviométrie élevée au moment du passage des masses d'air contaminées. Les valeurs en moyenne plus élevées de ^{90}Sr des sols tessinois relèvent aussi d'une pluviométrie du nord du Tessin plus importantes que dans d'autres régions de montagne. Les activités en ^{90}Sr des montagnes bernoises sont aussi plus importantes qu'en plaine, pour des raisons similaires². Au cours des retombées humides des tests nucléaires des années soixante des quantités significativement plus élevées de ^{90}Sr et de plutonium se sont ainsi déposées dans les régions de montagne.

On retrouve ce marquage plus important en ^{137}Cs et en ^{90}Sr dans les herbes du Tessin et les herbes de montagne (Tableau 3). Ainsi on constate que les herbes d'altitude (e.g. Mürren 21 Bq/kg) contiennent plus de ^{90}Sr que celles de plaine (1 - 3 Bq/kg). La valeur la plus basse en ^{90}Sr est mesurée pour l'herbe du plateau de Diesse (< 1 Bq/kg). Ceci s'explique par la forte teneur en calcium du sol

de Diesse (jusqu'à 60 g/kg). En effet, les plantes vont absorber le ^{90}Sr du sol comme un analogue chimique du calcium. Si le calcium est très présent dans le sol, il y a un fort effet de dilution de l'activité en ^{90}Sr dans le sol et, par conséquent, dans la plante (Guillaume, 2009). Il est donc important de normaliser les activités mesurées au contenu en calcium de chaque compartiment environnemental lorsque l'on s'intéresse aux mécanismes de transfert de la radioactivité dans l'environnement. Le tableau 4 présente quelques données de mesures de ^{90}Sr dans les produits maraîchers. L'activité en ^{90}Sr se concentre principalement dans les pelures des légumes. D'une manière générale, pour ces produits cultivés en plaine, l'activité en ^{90}Sr est du même ordre de grandeur (1 - 2 Bq/kg de matière sèche) que celle des herbes, à l'exception des salades qui présentent des activités significativement supérieures (1 - 30 Bq/kg par kg sec), avec de grandes variations entre les diverses sortes de salades.

Temps de rétention du ^{90}Sr dans l'environnement, la chaîne alimentaire et le corps humain

Le ^{90}Sr des retombées radioactives des essais nucléaires est encore mesurable actuellement dans les échantillons de sol, d'herbe, de lait, de blé ainsi que de vertèbres humaines et de dents de lait. Grâce aux mesures à long terme effectuées sur des sites choisis, nous avons pu déterminer le temps de résidence du ^{90}Sr dans l'environnement suisse. Ce temps de résidence représente le temps nécessaire à la disparition de la moitié de l'activité et inclut une composante physique de la décroissance radioactive (29 ans pour le ^{90}Sr) ainsi qu'une composante biologique représentative des mécanismes de migration du ^{90}Sr dans la zone racinaire³, de la partition de cet élément entre les particules de sol et la solution de sol et des mécanismes d'absorption racinaire⁴. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 1 et proviennent de mesures de la base de données de la radioactivité de l'OFSP.

2 Pourcelot, L. et al. Chemosphere **2007**; 66:1571.

3 Guillaume, T. Facteurs de transfert et bio-accumulation de ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les plantes. Master Thesis **2009**, Université de Neuchâtel.

4 Chawla et al. Env. Sci Technol. **2010** ; 44, 8509-8514.

Tableau 1:
Temps de rétention (physique + biologique) du ⁹⁰Sr dans les échantillons de l'environnement, de lait et humains mesurés en Suisse.

Type d'échantillon	Années prises en compte	T _{1/2} (ans)
Sol (plateau suisse)	1966-2010	12.7
Herbe (plateau suisse)	1965-2010	12.7
Blé (Suisse)	1964-2010	14.3
Lait (plateau suisse)	1967-2010	11.0
Vertèbres (Suisse)	1968-2001	14.8
Dents de lait (Suisse)	1968-1995	12.0
Moyenne		12.9 ± 1.3

On constate que l'activité en ⁹⁰Sr disparaît de tous les compartiments étudiés avec une période moyenne de 13 ans, soit significativement plus rapidement que la seule décroissance physique de 29 ans. Ce résultat illustre la migration du ⁹⁰Sr dans les couches plus profondes du sol, en dehors de la zone racinaire pour la plupart des plantes. Les activités mesurées dans des échantillons humains (vertèbres et dents de lait) montrent que le temps de résidence de la contamination en ⁹⁰Sr de la population est similaire à celui d'autres compartiments environnementaux et que tout dépôt important de ⁹⁰Sr dans l'environnement constitue un danger potentiel à long terme.

Conclusions

Les mesures de ¹³⁷Cs et de ⁹⁰Sr dans le sol et dans les plantes effectuées en 2010 montrent que la radioactivité artificielle est faible en plaine et aux abords des centrales nucléaires, autant dans les sols que dans les plantes. Une importante pluviométrie est responsable de la mesure d'activités plus importantes en altitude et particulièrement au Tessin. Toutefois, l'activité naturelle du ⁴⁰K est nettement dominante dans tous les échantillons. Le ⁷Be ajoute encore une contribution importante à l'activité d'origine naturelle dans les plantes. Les produits maraîchers contiennent encore des activités mesurables en ⁹⁰Sr, similaires à celles des plantes.

Les mesures à long terme réalisées sur mandat de l'OFSP ont permis de déterminer la période de résidence de ⁹⁰Sr dans divers compartiments de l'environnement et du corps humain. Ce paramètre est important pour l'évaluation du danger potentiel que représente le ⁹⁰Sr pour la population suisse.

Tableau 2:

Activité en ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0 - 5 cm) prélevés en Suisse en 2010 (Bq/kg matière sèche, < 2mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (voisinage KKB)	2	410 - 440	< 1		21 - 25	1.0 ± 0.1	0.14 ± 0.01	0.06 ± 0.01
AG (KKB in-situ)	4	270 - 350			8 - 14			
AG (PSI)	1	410 ± 57	< 1		21 ± 3	1.8 ± 0.3	0.16 ± 0.01	0.06 ± 0.01
AG (PSI in-situ)	1	270 ± 34			8 ± 1.2			
AG (ZWILAG)	1	320 ± 45	< 1		10 ± 1.5	2.3 ± 0.5	0.13 ± 0.01	0.07 ± 0.01
AG (ZWILAG in-situ)	1	300 ± 39			8 ± 1.4			
AG (voisinage KKL)	4	360 - 440	< 1		15 - 17	2.1 ± 0.2	0.19 ± 0.01	0.06 ± 0.01
AG (KKL in-situ)	4	170 - 300			6 - 10			
AG/SO (voisinage KKG)	4	410 - 500	< 1		7.3 - 22	0.79 ± 0.12	0.17 ± 0.02	0.10 ± 0.01
AG/SO (KKG in-situ)	4	340 - 410			5 - 14			
BE (voisinage KKM)	4	420 - 790	< 1		5.7 - 17	1.1 ± 0.2	0.13 ± 0.02	0.06 ± 0.01
BE (KKM in-situ)	7	230 - 530			3 - 11			
BE (Mürren) ¹⁾	1	523 ± 26		< 0.3	41.7 ± 2.1	7.7 ± 0.7	0.45 ± 0.03	0.19 ± 0.02
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	334 ± 17		< 0.2	16.5 ± 0.8	3.8 ± 0.3	0.25 ± 0.02	0.12 ± 0.01
BE (Fahrni) ³⁾	1	466 ± 5		< 0.2	16.0 ± 5.0	2.6 ± 0.2	0.31 ± 0.03	0.13 ± 0.01
BE (Diesse / Jura)	1	418 ± 21		< 0.2	17.2 ± 0.9	1.3 ± 0.1	0.39 ± 0.03	0.15 ± 0.03
BL (Sissach)	1	582 ± 27		< 0.2	21 ± 1	3.5 ± 0.4		
FR (Grangeneuve)	1					2.0 ± 0.2	0.12 ± 0.02	0.05 ± 0.01
FR (Grangeneuve in-situ)	1	300 ± 37			4.0 ± 0.8			
GE (voisinage CERN)	5	410 - 490	< 1		5.1 - 12	0.7 - 1.5	0.08 - 0.13	0.03 - 0.05
GE (CERN in-situ)	5	320 ± 40			4 - 7			
TG (Arenenberg)	1					2.0 ± 0.2	0.10 ± 0.01	0.04 ± 0.01
TI (Rasa-Intragna)	1	650 ± 19		< 0.2	87 ± 3	2.5 ± 0.4		
TI (Rodi-Fiesse)	1	441 ± 17		< 0.1	48 ± 2	4.9 ± 0.6		
TI (Novaggio)	1	640 ± 25		< 0.2	9.1 ± 0.6	2.1 ± 0.6		
TI (Stabio)	1	670 ± 100	< 1.5		300 ± 39			
TI (Stabio in-situ)	1	560 ± 66			193 ± 21			
TI (Intragna)	1	730 ± 95	< 1		95 ± 11			
TI (Cadenazzo)	1	780 ± 101	< 1		69 ± 9			
TI (Cadenazzo in-situ)	1	570 ± 67			70 ± 8			
TI (Caslano in-situ)	1	480 ± 57			70 ± 8			

n = nombre d'échantillons;

¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine.

Tableau 3:⁷Be, ⁴⁰K, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2010 (Bq/kg de matière sèche).

Canton/Lieu	n	⁷ Be	⁴⁰ K	⁶⁰ Co	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (voisinage KKB)	4	63 - 420	550 - 940	< 1.5		< 1 - 1.8 ± 1.0	2.0 - 2.4
AG (ZWILAG)	2	110 - 480	670 - 690	< 1.5		< 1.5 - 0.7 ± 0.5	2.5 ± 0.2
AG (PSI OASE)	2	160 - 530	590 - 670	< 2.0		0.9 - 1.5	2.3 ± 0.2
AG (voisinage KKL)	8	74 - 350	630 - 1'100	< 2.0		< 1 - 2.1 ± 0.7	2.7 ± 0.2
AG/SO (voisinage KKG)	8	70 - 490	540 - 1'170	< 2.0		0.6 - 2.6	1.9 - 2.2
BE (voisinage KKM)	8	65 - 250	700 - 1'300	< 2.0		0.9 - 3.0	2.2 - 2.8
BE (voisinage KKM - révision)	3	330 - 470	820 - 1'340	< 1.5		0.7 - 1.1	
BE (Mürren) ¹⁾	1		726 ± 36		< 0.3	1.22 ± 0.15	21.7 ± 1.5
BE (Gimmelwald) ²⁾	1		1'020 ± 50		< 0.3	0.36 ± 0.13	2.3 ± 0.2
BE (Fahrni) ³⁾	2		792 - 931			0.4 - 0.7	3.9 - 4.1
BE (Diesse/Jura)	2		1'024 - 1'236			< 0.4 - 0.64	0.6 - 0.7
BL (Sissach)							
GE (voisinage. CERN)	3	110 - 210	720 - 850		< 1	< 1.5	
FR (Grangeneuve)	1						3.5 ± 0.2
TG (Arenenberg)	1						0.7 ± 0.1
TI (Rasa-Intragna)	1	101 ± 8	1'040 ± 30		< 0.4	15.2 ± 0.9	7.8 ± 0.6
TI (Rodi-Fiesso)	1	263 ± 13	887 ± 38		< 0.3	10.7 ± 0.9	
TI (Novaggio)	1	173 ± 12	844 ± 45		< 0.4	1.0 ± 0.6	
TI (Cadenazzo)	1	76 ± 19	1'030 ± 140		< 1.5	1.4 ± 0.8	
TI (Stabio)	1	100 ± 28	760 ± 130		< 2.0	3.5 ± 1.7	
TI (Intragna)	1	92 ± 16	870 ± 110		< 0.8	14 ± 2	

n = nombre d'échantillons;

¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine.**Tableau 4:**⁹⁰Sr dans des échantillons de denrées alimentaires prélevés sur le marché de Lausanne (cultures à la Croix-sur-Lutry) et aux abords de la centrale nucléaire de Leibstadt en 2010 (Bq/kg de matière sèche et Bq/g Ca).

Type de denrées	⁹⁰ Sr (Bq/kg)	⁹⁰ Sr (Bq/g Ca)
Lait de chèvres (Peney-Jorat)	0.050 ± 0.005	0.045 ± 0.005
Lait de vaches (Peney-Jorat)	0.044 ± 0.006	0.030 ± 0.004
Choux rouge	1.30 ± 0.11	0.14 ± 0.02
Choux frisé	1.06 ± 0.11	0.11 ± 0.01
Rave pelée	1.90 ± 0.13	0.18 ± 0.01
Pelures de rave	4.10 ± 0.60	0.33 ± 0.05
poireaux	1.53 ± 0.10	0.29 ± 0.02
Céleri-pomme pelé	1.59 ± 0.19	0.24 ± 0.03
Pelures de céleri-pomme	3.70 ± 0.40	0.31 ± 0.03
Salade (Dogern)	6.40 ± 0.50	0.29 ± 0.02
Salade (KKL)	27.0 ± 2.00	1.40 ± 0.08
Pommes de terre (Dogern)	0.62 ± 0.06	0.33 ± 0.03
Pommes de terre (KKL)	0.52 ± 0.06	0.31 ± 0.03
Pommes (Dogern)	0.10 ± 0.02	0.08 ± 0.01
Pommes (KKL)	0.12 ± 0.02	0.11 ± 0.02

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010
Résultats 2010



5

Lebensmittel Denrées alimentaires

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



5 Radioaktivität in Lebensmitteln

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

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

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

mit Daten und Angaben von

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

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

A. Cominoli - Service de la protection de la consommation et des affaires vétérinaires, Quai Ernest Ansermet 22, 1211 Genève

D. Baumann - ALT, Planaterrastrasse 11, 7001 Chur

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

S. Reber - Kantonales Labor, Postfach, 8032 Zürich

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

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

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

P. Wenk - Kantonales Laboratorium, Gräubernstrasse 12, 4410 Liestal

C. Ramseier - Laboratoire Cantonal, Faubourg des Capucins 20, 2800 Delémont

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

Zusammenfassung

Lebensmittel wurden im Rahmen des BAG Probenahmeplans und gemäss kantonalen Messkampagnen beprobt und analysiert. Insgesamt wurden gegen 500 Lebensmittelproben auf Radioaktivität untersucht. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2010 ausser Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium keine anderen anthropogenen Radionuklide nachweisbar. Als Folge der Kontamination durch den Tschernobyl-Reaktorunfall treten immer noch sporadisch Toleranzwertüberschreitungen auf. Im Berichtsjahr wurde dies bei 4 Importproben festgestellt (2 Schwarztees, eine Heidelbeer und eine Haselnussprobe).

Messprogramm

Die Radioaktivität von Lebensmitteln wird in Zusammenarbeit von Bundesstellen und kantonalen Laboratorien überwacht. Der Probenahmeplan des BAG umfasst Messungen (Gammaskpektrometrie, ^{90}Sr , Tritium) an den Hauptnahrungsmitteln Milch (ab 2010 verstärkte Messungen) und Getreide, sowie Gemüse in der Umgebung von Kernanlagen und tritiumverarbeitender Industrie sowohl auch aus anderen Standorten. Darüber hinaus messen einige Kantone weitere Lebensmittel wie einheimische oder importierte Wildpilze, Früchte, Gewürze etc. Für Radionuklide in Lebensmitteln gelten die Toleranz- und Grenzwerte gemäss der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV; siehe Anhang 5).

Ergebnisse der Überwachung

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

Der Probenahmeplan sieht ab 2010 zusätzliche Milchproben vor (55 statt bisher 25 Proben zur Messung von ^{137}Cs und ^{90}Sr). Erstmals wurden auch Milchzentralen und Grossverteiler von Milch in der ganzen Schweiz beprobt.

Insgesamt wurden rund 110 Milchproben gammaspektrometrisch untersucht. Für ^{137}Cs lagen die meisten Werte unterhalb der Nachweisgrenze (typischerweise bei 1 Bq/L oder tiefer). Damit war bei sämtlichen Proben der Toleranzwert von 10 Bq/L eingehalten. In acht Messungen mit besonders tiefer Nachweisgrenze konnten Spuren von ^{137}Cs nachgewiesen werden (Maximalwert: 0.35 Bq/L). Andere künstliche Gamma-Strahler wie ^{60}Co oder ^{131}I konnten erwartungsgemäss in keiner Probe nachgewiesen werden.

Das IRA Lausanne, das KL BS und das Labor Spiez (LS) analysierten insgesamt 46 Milchproben auf ^{90}Sr . Alle ^{90}Sr Werte lagen unter dem Toleranzwert von 1 Bq/L. Bei drei Vierteln der Proben lag die Aktivität unter 0.1 Bq/L. Der höchste Wert (0.27 Bq/L) stammt wie in den letzten Jahren von einer Probe aus dem Berggebiet. Das ^{90}Sr stammt im Wesentlichen von den atmosphärischen Kernwaffentests in den 60er Jahren. Weil im Berggebiet mit zunehmender Höhe mehr Regen fällt, wurde dort durch Auswaschung auch mehr Radioaktivität abgelagert. Die Resultate von Erd- und Grasproben aus denselben Gegenden sind im Kapitel 4.3. zusammengestellt.

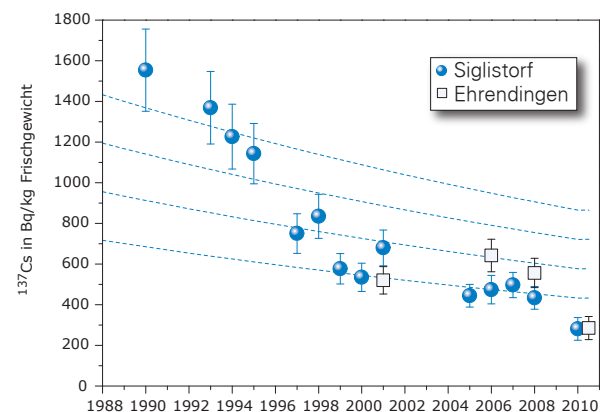
^{137}Cs und ^{90}Sr in Getreide, Obst und Gemüse

Die Proben aus der Schweiz (14 Getreideproben und 33 Gemüse- und Obstproben) ergaben ^{137}Cs -Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0.2 bis 0.8 Bq/kg Frischgewicht. Sie lagen damit ein Vielfaches unterhalb des Toleranzwertes von 10 Bq/kg. Die ^{90}Sr Werte der 14 Getreideproben (die sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken als auch aus entfernten Gebieten stammen) variierten zwischen 0.07 und 0.86 Bq/kg, wobei nur 2 von 14 Proben über 0.3 Bq/kg waren. Damit lagen alle Proben unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg. Einundzwanzig der 23 auf ^{90}Sr gemessenen Gemüse- und Obstproben zeigten ^{90}Sr Gehalte zwischen 0.01 und 0.22 Bq/kg Frischgewicht. Geringfügig höhere Werte zeigten mit 0.45 und 1.0 Bq/kg Frischgewicht zwei Salatproben aus Leibstadt. Insgesamt kam es zu keiner Überschreitung eines Toleranzwertes. Analysen von 20 importierten Gemüseproben unterschieden sich nicht von denjenigen aus der Schweiz.

^{137}Cs in Wildpilzen

Das KL AG analysierte gammaspektrometrisch 28 Wildpilze aus Siglistorf, Ehrendingen und Besenbüren. Die höchsten ^{137}Cs Werte (über 1'000 bis 2'850 Bq/kg Trockengewicht) wurden in 6 Wildpilzen der Arten Maronen- und Goldröhrling, Trompetenpfifferling sowie Zigeuner gefunden. In keinem Fall war der Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht überschritten (das Verhältnis Trockengewicht zu Frischgewicht ist ungefähr 1:10). Das ^{137}Cs in den Pilzen stammt zum grössten Teil vom Reaktorunfall in Tschernobyl und nimmt seither wieder ab. Die Figur 1 widerspiegelt den rückläufigen Trend der ^{137}Cs -Aktivität bei dem am meisten belasteten einheimischen Speisepilz Zigeuner.

Die KL der Kantone GR, ZH, BS und TG untersuchten 39 importierte Trockenpilzproben, darunter 15 Morcheln und 18 Steinpilze. Die meisten der Trockenpilze stammten aus Fernost. Die gemessenen ^{137}Cs -Aktivitäten reichten von <0.1 bis 92 Bq/kg TS, d.h. die Werte lagen ausnahmslos unterhalb des Toleranzwertes von 600 Bq/kg FG (entsprechend ca. 6'000 Bq/kg TS). Nur wenige Sendungen kamen aus Osteuropa.



Figur 1:

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

^{137}Cs in Wildfleisch

Im Berichtsjahr führten das KL GR und das KL BS grössere Messkampagnen durch (insgesamt 48 Proben). Die Bündner untersuchten schwerpunktmässig einheimisches Wild. In Basel wurden ausländische Proben erhoben: (Österreich (6), Polen, Tschechien, Deutschland je 3 Proben sowie weitere Länder). Insgesamt wurde Fleisch von 19 Hirschen, 14 Rehen, 11 Wildschweinen und vier Gämsen untersucht.

Noch immer ist die Kontamination von Wildfleisch mit Rückständen von ^{137}Cs deutlich messbar. Die Ursache liegt in den durch den Reaktorunfall in Tschernobyl belasteten Böden. Durch Verzehr von Wurzeln und Pilzen (z.B. Hirschrüffel) gelangt das Radiocäsium in das Wildfleisch. Die grossen Aktivitätsunterschiede können durch die unterschiedlich stark kontaminierten Böden und durch unterschiedliches Nahrungsangebot erklärt werden.

In den meisten Wildproben konnte ^{137}Cs nachgewiesen werden. Die Aktivitäten reichten von 0.2 bis 90 Bq/kg (am stärksten belastet war ein Wildschwein aus Österreich). Der Toleranzwert von 600 Bq/kg war immer eingehalten.

Tritium in Milch und Obst

Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die geregelten Abgaben an die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium auch in einigen Lebensmitteln aus der Gegend nachweisbar. Die jährlich durchgeführten Routinemessungen von Milch-, Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2010 ergaben im Destillat Tritiumkonzentrationen von 6 - 66 Bq/L (10 Obstproben). Erhöhte ^3H -Aktivitäten wurden in fünf Milchproben aus Niederwangen gemessen (6 - 58 Bq/L im Destillat). Das KL BS hat in 19 weitere Milchproben aus der ganzen Schweiz Tritium gemessen. Die Werte lagen in einem Bereich von <1 Bq/L bis 9 Bq/L, also deutlich unter den Werten von Niederwangen. Der Toleranzwert (FIV) von 1'000 Bq/kg war auch bei den Proben aus Niederwangen in keinem Fall überschritten.

^{137}Cs , ^3H und ^{222}Rn in Trinkwasser

Das KL GR untersuchte mit Gammapektrometrie 25 öffentliche Brunnen des Kantons Graubünden. In keiner der Proben war ^{137}Cs nachweisbar (<1 Bq/L). Zwei Brunnen wurden zudem auf Tritium untersucht. Das Tritium war in beiden Fällen nicht nachweisbar (<3 Bq/L).

Das KL BS untersuchte zehn Grundwasserbrunnen in der äusseren Trinkwasserschutzzone S2 in Riehen. Untersucht wurden die Parameter Tritium und Radon (^{222}Rn). Die Tritiumaktivität reichte von 1 bis 16 Bq/L, beim Radon wurden Werte zwischen 4 und 68 Bq/L gemessen. Das Radon wird bei der Wasseraufbereitung vollständig aus dem Grundwasser entfernt (Entsäuerung des Rohwassers durch Belüftung).

Das BAG hat zusammen mit den Kantonen Waadt und Neuenburg sowie der Stadt Lausanne 72 Trinkwasserproben auf ^{222}Rn , und ^{226}Ra untersucht. Beim

Radon lagen alle Messwerte unterhalb 20 Bq/L bis auf eine Ausnahme (38 Bq/L). In der FIV (siehe Anhang 5) ist kein Grenzwert für Radon vorgesehen. Der von der WHO vorgeschlagene Richtwert für Radon im Trinkwasser von 100 Bq/L wurde eingehalten. Alle ^{226}Ra Werte lagen im Bereich bis maximal 20 mBq/L mit einer Ausnahme bei 33 mBq/L. ^{226}Ra gehört in der FIV zur Gruppe II der natürlichen Radionuklide mit einem Grenzwert von 1 Bq/L. Die WHO empfiehlt eine Richtdosis von 0.1 mSv/Jahr für die Isotope des Radiums. Daraus lässt sich für ^{226}Ra einen Richtwert von ungefähr 100 - 200 mBq/L ableiten. Dieser Wert wurde eingehalten.

^{137}Cs und ^{90}Sr in diversen Lebensmittelimporten

2010 erhob das KL BS 67 Proben aus Osteuropa (KL BS Bericht Nr. 49¹). Untersucht wurden Gemüsekonserven, Hülsenfrüchte, Heidelbeeren, Tee, Kaffee, Obstsäfte, Gewürze etc. Das KL GR untersuchte 4 Proben von importierten Nüssen. Nur wenige der untersuchten Proben enthielten Spuren von künstlichen Radionukliden. Zwei Teeproben (Maximum 35 Bq/kg) und eine der Haselnussproben (14 Bq/kg) lagen über dem Toleranzwert von 10 Bq/kg ^{137}Cs . Bei 4 Heidelbeerproben (Maximum 47 Bq/kg) traten ebenfalls leicht erhöhte Werte auf. Für Wildbeeren beträgt der Toleranzwert bezüglich Radiocäsium 100 Bq/kg. Der Aktivitätsbereich des ^{90}Sr reichte von <0.1 Bq/kg bis 1.4 Bq/kg. Bei einer Heidelbeerprobe aus Polen war der Toleranzwert von 1 Bq/kg für ^{90}Sr überschritten.

^{137}Cs , ^{210}Po und ^{210}Pb in Fischen und Muscheln

Das KL BS untersuchte 33 Proben Fisch, Muscheln und Tintenfische (KL BS Bericht Nr. 86¹). Die Produkte stammten aus Italien (9), Vietnam (6), der Schweiz (6) und anderen Ländern.

^{210}Po und ^{210}Pb sind natürliche Radionuklide der Uran-Zerfallskette. Für diese Nuklide in Meerestieren gilt der FIV-Grenzwert von 150 Bq/kg. Im Gegensatz zu ^{210}Pb wird das ^{210}Po (ein Alphastrahler) im Magen-Darmtrakt von Meerestieren stark angereichert und kann zu erhöhter Radioaktivität in Muscheln führen.

Lediglich in 7 der 33 untersuchten Proben konnte ^{137}Cs nachgewiesen werden (Messbereich: <0.1 bis 0.4 Bq/kg). Von 32 untersuchten Proben wiesen 21 Rückstände von ^{210}Po auf. Hingegen konnte ^{210}Pb , ein Vorläufernuklid des Poloniums in der Zerfallskette des Urans, nur in zwei Proben nachgewiesen werden. Die Untersuchung zeigte, dass auch Fische ^{210}Po anreichern können. In der Tabelle 1 sind alle

1 Berichte des Kantonalen Laboratoriums Basel-Stadt, 2010 (www.kantonslabor-bs.ch -> Berichte -> 2010)

^{210}Po - und ^{210}Pb -Werte über 10 Bq/kg aufgelistet. Der Grenzwert war in keiner Probe überschritten.

Tabelle 1:

Fische und Meerestiere mit erhöhtem ^{210}Po bzw. ^{210}Pb -Aktivitäten

Probe	Herkunft	^{210}Po Bq/kg FM	^{210}Pb Bq/kg FM
Sardelle	Italien	59 ± 5	< 10
Forelle	Schweiz	22 ± 2	< 10
Sardine	Italien	18 ± 2	< 10
Miesmuscheln	Schottland	45 ± 12	< 10
Krake	Italien	1 ± 0.3	31 ± 19
Sepia	Italien	1 ± 0.3	30 ± 17

Natürliche Radionuklide in Kieselerden

Das KL BS führte eine Nachkontrolle der auf dem Schweizer Markt erhältlichen Kiesel- und Heilerden durch (KL BS Bericht Nr. 11¹). 2008 waren zwei Produkte aufgrund einer Grenzwertüberschreitung bei den natürlichen Radionukliden der Gruppe II (siehe Anhang 5 gemäss FIV) beanstandet worden. Es wurden mit einer Ausnahme (zurückgezogenes Produkt) dieselben Produkte erhoben wie vor zwei Jahren. Die Resultate bestätigen den erhöhten Gehalt von natürlicher Radioaktivität dieser Produkte. Grenzwertüberschreitungen für die Radionuklide der Gruppe II konnten nicht festgestellt werden.

Bewertung und Interpretation

Für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Messwerte oft unterhalb der Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze liegen. Toleranzwertüberschreitungen oder Werte nahe am Toleranzwert wurden 2010 nur bei importierten Lebensmittel festgestellt: zwei türkische Schwarztees und eine Haselnussprobe enthielten mehr als die gesetzlich tolerierten 10 Bq/kg ^{137}Cs .

Bei starkem Konsum der am stärksten mit künstlichen Radionukliden belasteten Lebensmittel könnte eine Dosis von einigen wenigen Hunderstel 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 Meerestiere zu einer zusätzlichen Dosis in der Grössenordnung von 0.1 mSv/a führen.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010
Résultats 2010



6

Radioaktivität im Menschen

Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2010	85
Zusammenfassung	85
Ziel der Messungen	85
Messmethode	85
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	86
^{40}K -Gehalt des Körpers	86
6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	87
Résumé	87
Introduction	87
Conclusions	88



6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2010

S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA BAG, 3003 Bern

M. Boschung

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, PSI, 5232 Villigen-PSI

Mme. S. Namy, et K. Jeandet

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

Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institutes (PSI) in Villigen sowie an Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. Während die ^{137}Cs -Messresultate aus Genf durchwegs unter der Nachweisgrenze (ca. 60 Bq) lagen, meldete das PSI 11 Messwerte zwischen 60 und 250 Bq.

Ziel der Messungen

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

Messmethode

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

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

Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2010 am PSI in Villigen bei 263 Personen total 420 Ganzkörpermessungen durchgeführt. Bei zwei Messungen wurde ein ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität zwischen 150 und 250 Bq nachgewiesen. Vermutlich sind diese Werte auf den Verzehr von Wildpilzen zurückzuführen. Bei 9 Messungen wurde eine ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität zwischen 60 und 150 Bq gemessen. Die ^{137}Cs -Messwerte für alle anderen Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 60 Bq.

Die ^{137}Cs -Messwerte an 8 Gymnasiastinnen und 22 Gymnasiasten aus Genf (17-19-jährige) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 50 bis 80 Bq. Die Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Basel wurden 2005 eingestellt.

^{40}K -Kalium-Gehalt des Körpers

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

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

Aus den langjährigen Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten aus Genf kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.9 g Kalium (20 - 80%-Perzentile: 1.7 - 2.05 g K) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq) und bei den jungen Männer 2.3 g K (20 - 80%-Perzentile: 2.15 - 2.5 g K) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4'900 Bq).

Die tägliche Kaliumzufuhr beträgt etwa 3.3 g d.h. rund 100 Bq ^{40}K . Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche ^{40}K beträgt bei den untersuchten Gymnasiasten etwa 0.19 mSv (0.17 bei den Frauen und 0.22 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 und damit umgekehrt proportional zur Muskelmasse und somit zum Kalium-Gehalt.

6.2

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

P. Froidevaux, J. Corcho, F. Barraud, A. Savary, F. Bochud

Institut de radiophysique, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Nous avons mesuré le ^{90}Sr dans des échantillons de dents de lait d'enfants nés entre 1993 et 2001 et prélevés entre 2007 et 2010. Les activités sont situées entre 0.018 et 0.042 Bq/g Ca. Des mesures similaires ont été effectuées sur des vertèbres de personnes décédées en 2010. Les activités sont situées entre 0.010 et 0.055 Bq/g Ca. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus les années précédentes et montrent que la chaîne alimentaire n'est contaminée en ^{90}Sr que par les résidus d'activité provenant des essais nucléaires des années soixante. On observe aussi que le rapport $^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$ dans le corps humain est proche de celui trouvé dans le lait. Nous avons également déterminé le ^{90}Sr dans un lait maternel (région de Lausanne) dont l'activité s'est révélée inférieure à 10 mBq/g Ca. Grâce à la série temporelle de mesures à long terme de ^{90}Sr dans les vertèbres humaines et dans les dents de lait, nous avons pu déterminer le temps de rétention de ce radioélément dans la population Suisse suite aux essais nucléaires des années soixante: il est de 12 ± 1.5 ans dans les dents de lait et de 13.5 ± 1.0 ans dans les vertèbres.

Introduction

Le ^{90}Sr est un radioélément parmi les plus radio-toxiques que produit la fission nucléaire. Il est présent dans l'environnement en Suisse à la suite des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années 1955 - 1963. Le ^{90}Sr a une période physique de 29.1 ans et constitue donc un danger potentiel d'irradiation à long terme, notamment s'il est accumulé dans le corps humain. Le ^{90}Sr est un analogue chimique du calcium et peut ainsi être incorporé dans les os. Un paramètre très important pour évaluer la dose reçue par la population suite à l'ingestion de ^{90}Sr est le temps de rétention du radioisotope dans le corps humain. Ce temps comprend une composante physique (temps de demi-vie de l'élément) et une composante biologique, liée au métabolisme. Pour le ^{90}Sr , présent à presque 100% dans le squelette, il s'agit principalement de la vitesse de remodelage de l'os¹. Pour un os spongieux comme la vertèbre, analysée dans ce travail, la vitesse de remodelage est plus rapide que pour des os compacts (os longs comme le fémur ou le tibia).

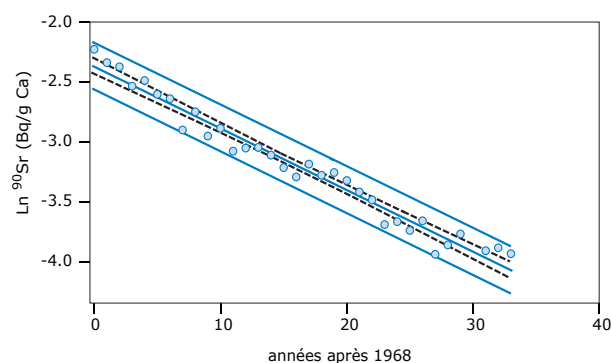


Figure 1: Temps de rétention du ^{90}Sr déterminé dans les vertèbres. Les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance à 95% sur la régression. Les lignes solides externes représentent l'intervalle de prédiction (tiré de Froidevaux et al. 2010).

¹ Froidevaux et al. Chemosphere 2010, 80, 519-524

Dans ce rapport, nous avons analysés des vertèbres et des dents de lait prélevées en Suisse en 2010 (2007 - 2010 pour les dents de lait). Comme il s'agit de mesures à long terme réalisées depuis le début des essais nucléaires atmosphériques, nous avons pu déterminer temps de rétention du ^{90}Sr dans ces deux compartiments du corps humain.

Résultats et discussion

Les résultats des analyses sont présentés dans les tableaux 1 et 2. Les activités normalisées au contenu en calcium de l'échantillon sont de l'ordre de 0.030 Bq/gCa, soit très similaires à celles obtenues les années précédentes. Il n'y a donc pas de contamination de l'environnement supplémentaire à celle des essais nucléaires par ce radioélément. La présence de ^{90}Sr dans les dents de lait des enfants est due au passage de ce radioélément du plasma sanguin de la mère (après ingestion de nourriture contaminée) à travers le placenta durant les derniers mois de la grossesse ainsi qu'à la contamination du lait maternel lors des premiers mois d'allaitement. Nous avons mesuré un lait maternel provenant de la région lausannoise; l'activité se situait au-dessous des limites de détection, soit inférieure à 10 mBq/l pour 400 ml de lait analysé.

La Figure 1 est une représentation logarithmique des activités moyennes déterminées dans les vertèbres depuis 1968. La relation linéaire entre le logarithme des activités et les années après la déposition radioactive permet le calcul du temps de rétention du ^{90}Sr dans les vertèbres. Celui-ci est de 13.5 ± 1.0 ans.

Tableau 1:

^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 1993 et 2001. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 4 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour $u(95\%)$.

Lieu de naissance	Année de naissance	Année d'extraction	^{90}Sr (Bq/g Ca)
Zürich	1996-1998	2007-2009	0.020 ± 0.006
Tessin	1996-1998	2007-2009	0.032 ± 0.006
Tessin	1997	2009-2010	0.022 ± 0.003
Vaud	2001	2010	0.032 ± 0.006
Vaud	1997	2009-2010	0.042 ± 0.008
Vaud	1996	2008-2010	0.020 ± 0.003
Vaud	1995	2008-2010	0.018 ± 0.003
Vaud	1999	2009-2010	0.025 ± 0.004
Vaud	2000	2010	0.019 ± 0.004
Vaud	1993	2009-2010	0.025 ± 0.004

Conclusions

Les activités mesurées en 2010 dans les dents de lait et les vertèbres sont très basses et s'approchent des limites de détection de la méthode qui utilise 5 g de cendres pour les deux types d'échantillons. Malheureusement le faible taux de réponse à la collecte annuelle de dents de lait n'autorise pas à augmenter ces quantités. La figure 1 montre qu'il n'y a pas eu de contamination en ^{90}Sr postérieure à celle des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années soixante et la mesure d'un lait maternel a montré une contamination inférieure à la limite de détection de 10 mBq/gCa. Le temps de rétention du ^{90}Sr dans les vertèbres humaines est de 13.5 ans et est similaire à celui d'autres compartiments de l'environnement (voir chapitre 4.3). Ainsi le squelette humain restera contaminé aussi longtemps que persistera la contamination environnementale, principalement celle des premiers centimètres de sol.

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.

Tableau 2:

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

Année de décès	Lieu de décès	^{90}Sr (Bq/g Ca)
2010	Vaud	0.013 ± 0.003
2010	Vaud	0.023 ± 0.004
2010	Vaud	0.015 ± 0.003
2010	Vaud	0.012 ± 0.003
2010	Vaud	0.010 ± 0.003
2010	Vaud	0.055 ± 0.010
2010	Vaud	0.031 ± 0.004
2010	Tessin	0.049 ± 0.010
2010	Tessin	0.016 ± 0.003
2010	Tessin	0.014 ± 0.003
2010	Tessin	< 0.010
2010	Tessin	0.030 ± 0.005
2010	mélange Tessin	0.017 ± 0.004
Moyenne 2010 (n=12)		0.024 ± 0.014

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010
Résultats 2010



7

Messung von Spezialnukliden Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37 und Tritium	90
Zusammenfassung	90
Kohlenstoff-14	90
Kernkraftwerk Gösgen	92
Kernkraftwerk Mühleberg	93
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau	93
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	94
Messungen in der Region Basel Stadt	94
Argon-37 (^{37}Ar)	97
Tritium (^3H)	98
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	100
Résumé	100
Méthode de séparation chimique	101
Résultats	103



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

Th. Stocker, H. Bürki, R. Fischer, M. Hönger, R. Purtschert, U. Schotterer und T. Wagner
Abt. Klima und Umweltp Physik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 BERN

H. Sartorius, C. Schlosser und M. Konrad
Bundesamt für Strahlenschutz, Rosastrasse 9, D-79098 FREIBURG IM BREISGAU

J. Eikenberg, R. Siegwolf
Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN-PSI

Zusammenfassung

Die Messungen des ^{14}C -Gehalts an Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Gösgen, Leibstadt, Mühleberg), Kehrlichtverbrennungsanlagen (Bern, Giubiasco, Lausanne, Thun und Zürich), des Paul Scherrer Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2010 weitergeführt. Aus ^{14}C -Werten von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale ^{14}C -Quellen und -Verdünnungen wurde ein $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert von $36 \pm 3\%$ bestimmt.

Die 79 auf ^{14}C untersuchten Standorte unterscheiden sich um höchstens 147‰ von diesem Referenzwert. Dies entspricht einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von 0 bis $2 \mu\text{Sv/a}$ (10^{-6} Sievert = $1 \mu\text{Sv}$). Im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung von $3'000 \mu\text{Sv/a}$ fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen im Berichtsjahr nicht ins Gewicht.

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

Kohlenstoff-14

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

Referenzwert

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

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

Das durch Nuklearwaffentests vor allem zwischen 1955 und 1966 produzierte $^{14}\text{CO}_2$ in der Atmosphäre ist nur noch in geringen Mengen vorhanden. Nur lokal manifestiert sich die als «Suess»- oder «Industrie»-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ durch die Verbrennung fossiler, d. h. ^{14}C -freier, Brennstoffe.

Der von terrestrischen Pflanzen durch Assimilation aufgenommene Kohlenstoff widerspiegelt in seinem ^{14}C -Gehalt im Wesentlichen den zeitlichen Verlauf der atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration.

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

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

Sinnvoll ist auch ein Vergleich mit ^{14}C -Werten von Laub, welches von Bäumen ohne lokale ^{14}C -Quellen oder -Verdünnungen stammt. Zu diesem Zweck wurden an drei ländlichen Standorten Buchen- und Lindenblätter gesammelt. Ihr ^{14}C -Gehalt wurde bestimmt und nach (2) mit $^{14}\text{A}_0$ verglichen (Figur 1). Aus den resultierenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten wurde für das Jahr 2010 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis dienten die ausgewachsenen, im Juni, August und Oktober gepflückten Blätter.

$$(3) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2010}} = 36 \pm 3 \text{ [‰]}$$

Die Differenz

$$(4) \text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2010}}$$

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

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

Es gelangen zwei unterschiedliche Methoden zur Anwendung:

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

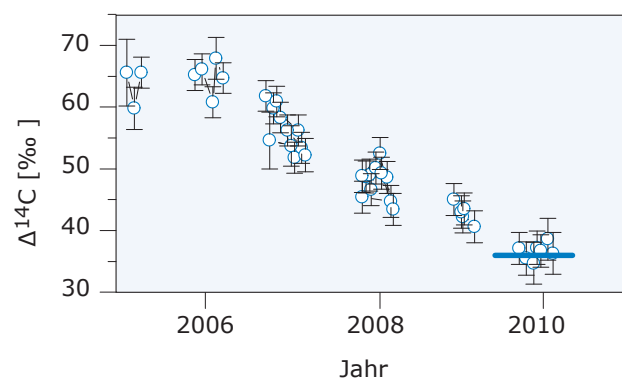
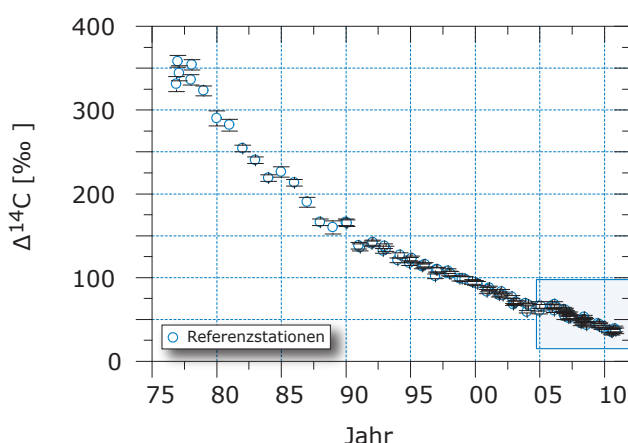
An der Referenzstation ergaben Messungen an der Blattkohle (Methode A) im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt (Methode B) Unterschiede von weniger als 4‰. An belasteten Standorten können die Unterschiede zwischen den Resultaten der nach den Methoden A und B aufbereiteten Proben jedoch grösser sein.

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

Tabelle 1:

Messwerte 2010 und Koordinaten der Referenzstationen

Ort	$\Delta^{14}\text{C}$ [‰]			Koordinaten	[m.ü.M.]	Baumart/Standort
	Juni	Aug.	Okt.			
Taanwald	34	35	-	601320 / 186150	938	Rotbuchen im Wald
Belpberg I	-	37	36	606050 / 190800	825	Rotbuche auf Krete Ø 45cm
Ballenbühl	36	37	39	612550 / 192800	852	Linden freistehend



Figur 1:

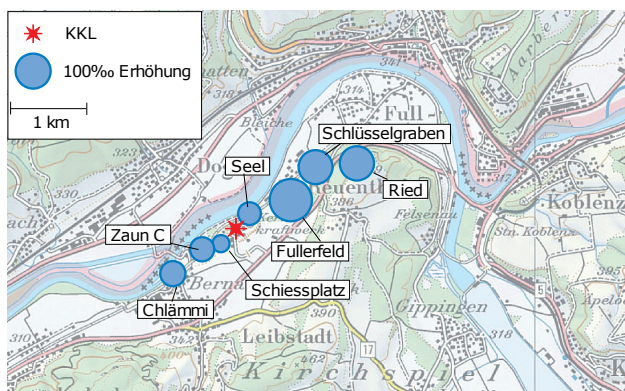
$\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Laubblättern von den Referenzstationen. Nach einem praktisch konstanten Level in den Jahren 2004 bis 2006 setzte sich der 2007 festgestellte Rückgang bis heute fort. Die blaue Linie zeigt den bestimmten Referenzwert für 2010 an.

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

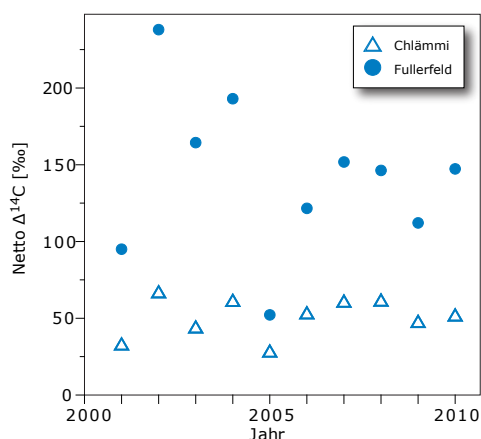
Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2010 wurden beim Kernkraftwerk Leibstadt (KKL) Blätter an verschiedenen Standorten in beiden Hauptwindrichtungen gesammelt und gemessen. Damit werden die z. T. seit 1984 geführten Zeitreihen fortgesetzt. Die höchste ^{14}C -Konzentration ergab sich in 500 - 1'000 m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung bei den Birken vom Standort Fullerfeld² und im Südwesten im Bereich der Rotbuche an der Position Zaun C und der Linde bei Chlämml (Figur 2).

In der Figur 2 sind die in letzten 10 Jahren gemessenen, höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Im Jahre 2005 musste das Atomkraftwerk während 5 Monaten stillgelegt werden. Deutlich geringere ^{14}C -Konzentrationen waren die Folge. Die Werte von 2010 liegen im Mittel der letzten fünf Jahre.



Figur 2: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL) für 2010. Probenahme: 28.7.2010. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 3: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte nordöstlich (●) und südwestlich (Δ) des Kernkraftwerkes Leibstadt. In den letzten 10 Jahren gemessene Werte (Standorte: siehe Figur 2).

² Frühere Bezeichnung: «Meteostation»

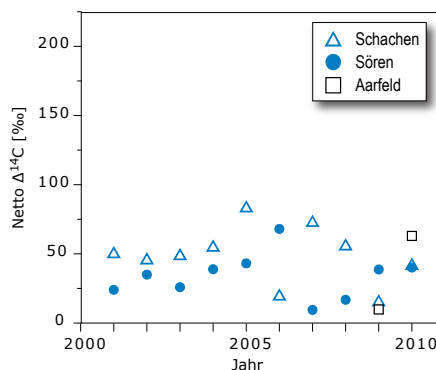
Kernkraftwerk Gösgen

In der Figur 4 sind die Resultate der am 22. Juni 2010 gewonnenen Blattproben in der Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen (KKG) dargestellt. Der höchste Messwert resultierte in diesem Jahr nicht am Standort Schachen, sondern östlich des KKG am Standort Aarfeld (Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 63‰). Der Standort Chrummacher (408 m.ü.M.) befindet sich quer zu den topographisch bedingten Hauptwindrichtungen. Der Messwert bei Chrummacher ist gegenüber dem Referenzwert nur um 6‰ erhöht, d. h. er weicht nur um 2σ vom unbeeinflussten Referenzwert (36 ± 3 ‰) ab.

In der Figur 5 sind die in den letzten 10 Jahren gemessenen, höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. In dieser Zeitspanne lagen die Höchstwerte jeweils in derselben Größenordnung. Sie resultierten jeweils in ähnlicher Distanz zum Kraftwerk, jedoch nicht immer an gleichen Ort. So wurde beispielsweise in den Jahren 2006, 2008 und 2010 die höchsten Werte östlich des KKG gemessen. In den übrigen Jahren wurden Höchstwerte am südwestlich gelegenen Standort Schachen festgestellt.



Figur 4: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Probenahme: 22.6.2010. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

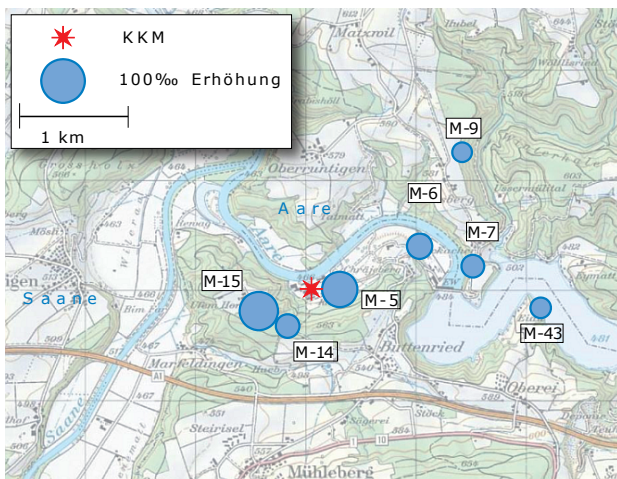


Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte nordöstlich (● bzw. □) und südwestlich (Δ) des Kernkraftwerkes Gösgen. In den letzten 10 Jahren gemessene Werte (Standorte: siehe Figur 4).

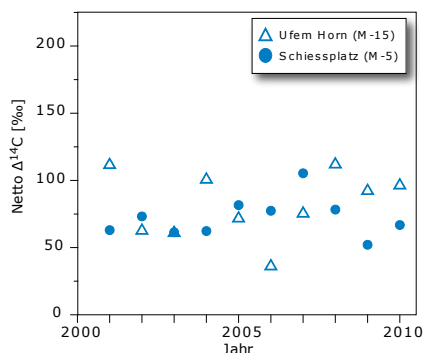
Kernkraftwerk Mühleberg

Die in Figur 6 symbolisch dargestellte Verteilung der Messwerte um das Kernkraftwerk Mühleberg (KKM) zeigt ein ähnliches Bild wie im Vorjahr. Die grösste Erhöhung findet sich wieder am Standort M-15 Ufer Horn (Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von 98‰ am 22.6.2010 sowie 78‰ am 15.9.2010). Mit Ausnahme des Standorts M-15 liegen alle Werte deutlich unter den seit Messbeginn im Jahre 1977 registrierten Höchstwerten. Die am weitesten vom Kraftwerk entfernten Punkte M-9 und M-43 weisen auch die geringsten Erhöhungen auf.

In der Figur 7 sind die in den letzten 10 Jahren gemessenen, höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. In dieser Zeitspanne datiert der geringste gemessene Höchstwert aus dem Jahre 2003, dem Jahr mit den heissen Sommermonaten.



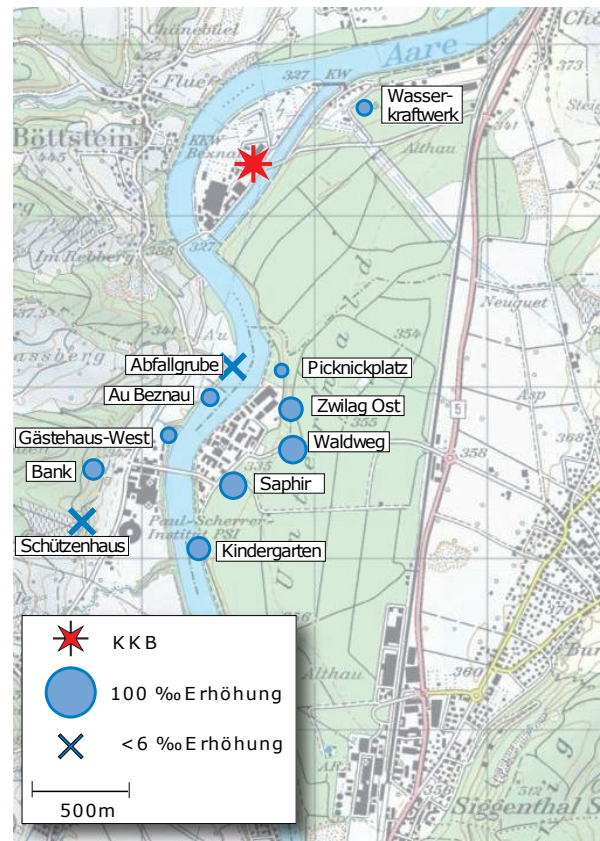
Figur 6: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM). Probennahme 15.9.2010. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 7: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) des Kernkraftwerkes Mühleberg. In den letzten 10 Jahren gemessene Werte (Standorte: siehe Figur 6).

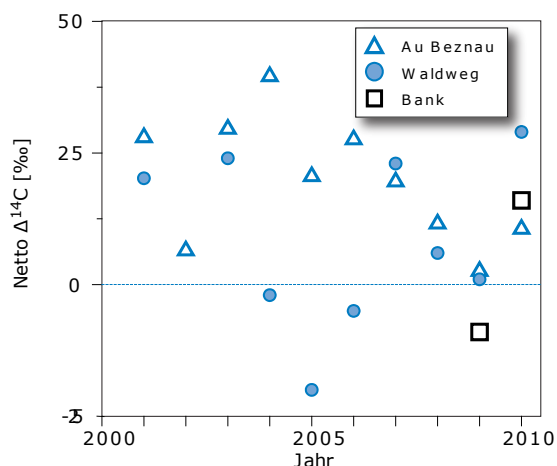
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau

Die zu diesen Standorten gehörenden ^{14}C - und $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen in den Blattproben wurden am PSI durchgeführt. Die Messunsicherheit für die $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 6 bis 7‰. In der Umgebung des PSI wurden nur vereinzelt erhöhte $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte gemessen (bis maximal 29‰). Der höchste Messwert stammt aus dem Jahre 1986. Damals wurden am Standort Saphir ein um 1023‰ erhöhter Wert festgestellt.



Figur 8: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul-Scherrer-Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2010 (Jost Eikenberg, R. Siegwolf, PSI). Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

In der Figur 9 sind die in den letzten 10 Jahren gemessenen, höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. In dieser Zeitspanne lagen die Höchstwerte jeweils in ähnlicher Höhe. Allerdings wurde 2010 der höchste Wert westlich der Aare erstmals am Standort Bank und nicht wie in den Vorjahren am Standort Au Beznau registriert (Bank 16‰, Au Beznau 11‰). Der Standort Waldweg liegt nahe einer Durchgangsstrasse. In den Jahren 2004 - 2006 waren hier die Werte negativ (Suess-Effekt).



Figur 9:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) der Anlagen PSI/Zwischenlager/KKB. In den letzten 10 Jahren gemessene Werte (Standorte: siehe Figur 8).

Bei der Blattverkohlung allenfalls flüchtige Kohlenwasserstoffe werden bei der Messung von ganzen Blättern vollständig miterfasst. Da die Messung an ganzen Blättern jedoch zeitaufwändiger ist, wird sie nur dort angewendet, wo Höchstwerte zu erwarten sind (siehe Tabelle 2).

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

Alle 2010 gemessenen Erhöhungen fallen im Vergleich zu der um einen Faktor 1'000 grösseren natürlichen Strahlenbelastung nicht ins Gewicht.

Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)

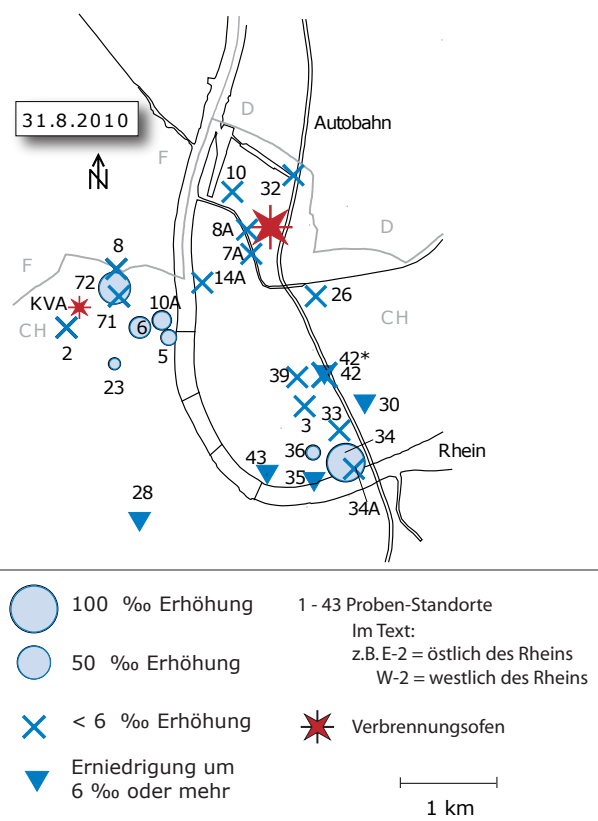
2010 wurde in Giubiasco die erste KVA auf der Alpensüdseite in Betrieb genommen. ^{14}C -Messungen sowohl vor Inbetriebnahme (1.10.2009) wie auch während des Betriebes ergaben keine signifikanten Unterschiede. In beiden Fällen wurden keine erhöhten ^{14}C -Werte gemessen. Dasselbe Bild zeigt sich bei den übrigen, bereits seit mehreren Jahren betriebenen Anlagen. Es wurden bei keiner der Anlagen im Laub nachweisbare Mengen von ^{14}C bestimmt.

Die gegenüber den Referenzstationen erniedrigten ^{14}C -Konzentrationen stammen aus den Abgasen fossiler Brenn- und Treibstoffe (Suess-Effekt). Die grösste Absenkung konnte in Lausanne (Standort L-2) mit -22‰ gemessen werden, gefolgt von Zürich (Z-4) mit -17‰ und Giubiasco (G-1) mit -11‰ (siehe Figur 10).

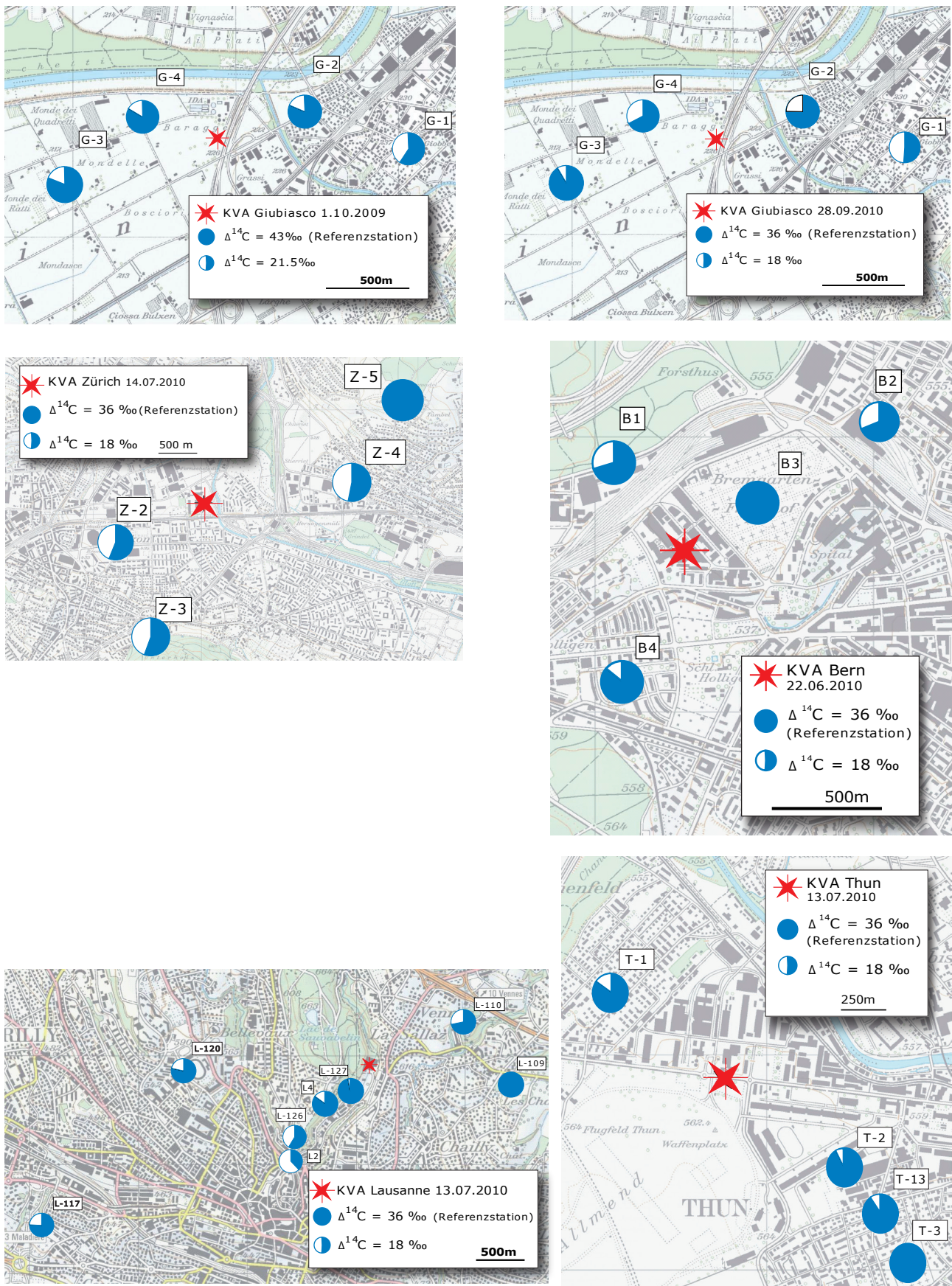
Messungen in der Region Basel Stadt

Wie bereits im Vorjahr fand die Hauptprobenahme 2010 in Basel im August statt. Im Westen befinden sich die Standorte im und um das Novartis-Werk St. Johann, im Osten um das Areal der Firma Roche. Die höchsten Werte wurden im Oktober gemessen, und zwar bei W-72 mit + 115‰ und bei E-34 mit + 135‰. Die Werte an den Standorten W-06 und W-10A sind gegenüber dem Vorjahr deutlich abgesunken.

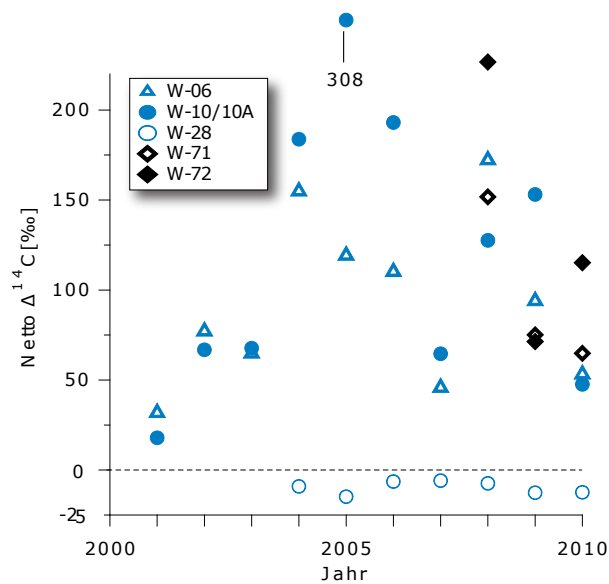
Im August und Oktober wurden an einigen Standorten sowohl in der Blattkohle als auch an unverkohlten, ganzen Blättern Messungen durchgeführt.



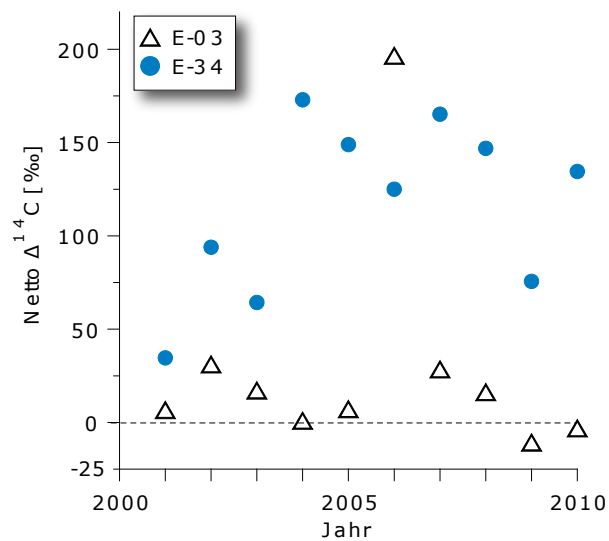
Figur 11:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte für Blattproben aus dem Raum Basel.



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



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

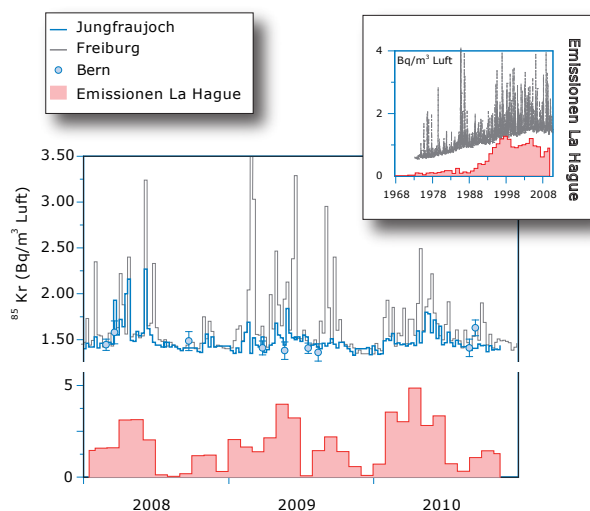
Tabelle 2:
Im Jahre 2010 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 - 2008) am Standort Basel östlich (E-...) und westlich (W-...) des Rheins. Am Standort E-42 wurde vor dem Gebäude (Strassenseite) und hinter dem Gebäude (E-42*, Hofseite) gemessen. W-28 ist stellvertretend für das von ^{14}C -Quellen unbeeinflusste Stadtgebiet.

Ort	In der Blattkohle			Im ganzen Blatt	
	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2010 [‰]	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1994 - 2009 [‰]		Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2010 [‰]	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2005 - 2009 [‰]
E-03	-3	197 (2006)		-	23 (2007)
E-10	-1	251 (1997)		-	- -
E-26	-1	169 (1996)		-	- -
E-34	73	173 (1996)		135	165 (2007)
E-42	-14	4 (2003)		-	- -
E-42*	5	218 (2006)		-	- -
W-06	22	438 (1994)		53	172 (2008)
W-10A	17	259 (1997)		48	308 (2005)
W-28	-12	-6 (2007)		-	- -
W-71	6	227 (2008)		65	75 (2009)
W-72	51	107 (2008)		115	115 (2010)

Krypton-85 (^{85}Kr)

^{85}Kr wird überwiegend bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen in die Atmosphäre freigesetzt. Zurzeit ist die Aufbereitungsanlage in La Hague (F) die weltweit grösste Emissionsquelle (Fig. 14). Insgesamt nahmen die globalen Freisetzungsraten von ^{85}Kr in den letzten Jahren erstmals seit Jahrzehnten wieder ab, was zu einer Stabilisierung oder leichten Abnahme der atmosphärischen Basisaktivität von derzeit 1.45 Bq/m^3 Luft geführt hat (Figur 14, kleines Bild). Dies zeigen Messungen von Wochenproben der Sammelstationen Freiburg i. Br. und auf dem Jungfraujoch (Figur 14). Die besonders bei der Station Freiburg i. Br. beobachteten Aktivitätsmaxima können zum grossen Teil Abluftfahren aus der Wiederaufbereitungsanlage La Hague zugeordnet werden. Dies wird auch durch die hohe Korrelation zwischen den publizierten Emissionsraten von La Hague und der Intensität und Frequenz der Aktivitätsspitzen unterstrichen (Figur 14: rote Balken). Wegen der erhöhten Lage des Jungfraujochs, die vor allem in den Wintermonaten über der planetaren Grenzschicht liegt, wird diese Station aber weniger von bodennahen Emissionen beeinflusst.

Auch am Physikalischen Institut der Universität Bern werden Stichprobenmessungen der Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr durchgeführt (20 Liter Luft, die innert einiger Minuten gesammelt werden;



Figur 14:

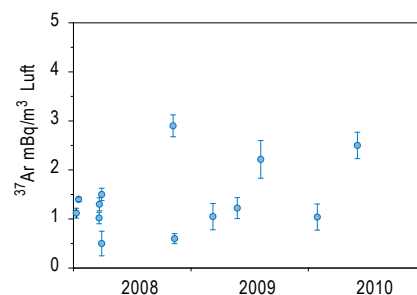
Atmosphärische ^{85}Kr Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfraujoch (3500 m. ü. M.), Freiburg i. Br. (276 m. ü. M.) sowie stichprobenartige Messungen in Bern (gemessen durch Uni Bern) über die letzten drei Jahre. Kleines Bild: Aktivitätsverlauf bei der Station Freiburg i. Br. über die letzten 38 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); Einheiten in der Grössenordnung 10^{16} Bq/Monat .

Figur 14). Diese Werte stimmen innerhalb der Messfehler gut mit jenen vom Jungfraujoch und Freiburg i. Br. überein, welche am BfS in Freiburg gemessen wurden.

Die Kryptonaktivität macht zwar den grössten Anteil der künstlichen Radioaktivität in der Atmosphäre aus. Die Strahlendosis ist mit $10^{-2} \mu\text{Sv/a}$ per Bq/m^3 aber vernachlässigbar klein im Vergleich zu denjenigen von Radonfolgeprodukten.

Argon-37 (^{37}Ar)

^{37}Ar wird in der Atmosphäre durch die Spallationsreaktion $^{40}\text{Ar}(n, 4n)^{37}\text{Ar}$ produziert. Theoretische Abschätzungen der durch kosmische Strahlung erzeugten troposphärischen Gleichgewichtsaktivität ergeben ca. $0.5 - 1.2 \text{ mBq/m}^3$ Luft^{3,4}, in guter Übereinstimmung mit den über die letzten 3 Jahre gemessenen Basiswerten (Figur 15). Die sehr geringe ^{37}Ar Hintergrundaktivität, die keinerlei Strahlenschutzrelevanz hat, ist bedingt durch die kurze Halbwertszeit von 35 Tagen und die kleine troposphärische Produktionsrate. Leicht erhöhte Werte (Figur 15) sind möglicherweise durch lokale Einbrüche von stratosphärischen Luftmassen bedingt.



Figur 15:

^{37}Ar Aktivität in Troposphärenluft in Bern.

Künstlich produziertes ^{37}Ar in messbaren atmosphärischen Konzentrationen bedarf hoher Neutronenflüsse, wie sie nur bei nuklearen Testexplosionen auftreten. Insbesondere bei unterirdischen Tests können grosse Mengen ^{37}Ar durch die $^{40}\text{Ca}(n, \alpha)^{37}\text{Ar}$ Reaktion erzeugt werden, die durch Spalten oder Klüfte an die Erdoberfläche und schliesslich in die Atmosphäre gelangen können. Dies ist die Grundlage für den Gebrauch von ^{37}Ar zur Überwachung des Vertrags über das umfassende Verbot von Nuklearversuchen (Kernwaffenteststopvertrag, CTBT).

³ Lal, D.; Peters, B. Cosmic Ray Produced Radioactivity on the Earth; Springer-Verlag, 1967; Vol. 46.

⁴ Oeschger, H.; Houtermans, H. J.; Loosli, H. H.; Wahlen, M. In Nobel Symposium 12, Radiocarbon Variations and Absolute Chronology, 1970; pp 471-496.

Tritium (^3H)

Wie bereits in früheren Berichten erwähnt, setzt sich die Tritiumkonzentration in den Niederschlägen der Schweiz aus mehreren Komponenten zusammen und zwar aus der natürlichen Tritiumproduktion über die kosmische Strahlung, dem Rest aus der Kernwaffenproduktion, der noch in der Stratosphäre verblieben ist und dem Industrietritium.

Die höheren Sommerwerte im Tritium sind auf den Austausch Stratosphäre - Troposphäre zurückzuführen, der hauptsächlich im Frühsommer stattfindet. Da die natürliche Tritiumproduktion kaum schwankt, sind die im Beobachtungsnetz von Zeit zu Zeit auftretenden Erhöhungen der Tritiumkonzentration auf Emissionen von Industrietritium zurückzuführen, die durch den Niederschlag ausgewaschen werden.

Für hydrologische Anwendungen ist eine Datierung mit Tritium allein wegen der annähernd gleich bleibenden Konzentrationen in den Niederschlägen nur mehr als grobe Abschätzung möglich. Deshalb hat das Bundesamt für Umwelt aus Kostengründen die Messungen im Oberflächenwasser bereits ab 2006 auf einen 2-Monats-Rhythmus reduziert. Ab 1.1.2010 wurden die Tritiummessungen ganz eingestellt.

Auf Vorschlag des Bundesamts für Gesundheit wurde das Tritium im Jahr 2010 nur mehr an 8 Stati-

onen durch die KUP gemessen und zwar an sechs Niederschlags- und zwei Flusswasserstationen. Ab 2011 werden diese präzisen Messungen aus Kostengründen ebenfalls ganz eingestellt. Um einen besseren Vergleich der Erhöhungen durch Industrietritium zwischen der Aare bei Brienzwiler und der Aare bei Brugg noch einmal zu ermöglichen, wurden die Daten für letztere Station für das Jahr 2010 zusätzlich gemessen.

Die Einsparung der Tritiummessungen durch die Bundesämter bedeutet weiter, dass der Internationalen Atomenergiebehörde in Wien die präzisen Tritiumwerte im Niederschlag aus der Schweiz für internationale Vergleiche nicht mehr zur Verfügung stehen werden. Dies wurde an einer kürzlich stattgefundenen Tagung der IAEA sehr bedauert (International Symposium on Isotopes in Hydrology, Marine Environments and Climate Change Studies, Monaco 27 March – 1 April 2011), da die internationalen Tritiummessungen wegen der Diskussion um die Kernenergie wieder an Bedeutung gewinnen.

Die Monatsmittel der 2010 gemessenen Niederschlagsstationen sind in Tabelle 3 aufgelistet. Eine gewisse regionale Konzentrationsverteilung ist weiterhin feststellbar. Aus dem Norden, dem Osten und dem Mittelland stehen allerdings keine Werte mehr zur Verfügung.

Weitere Angaben zum Tritium finden sich in Kapitel 4.1 und 4.3

Tabelle 3:

Tritiumkonzentrationen im Niederschlag; Monatsmittelwerte für 2010 [Bq/l].

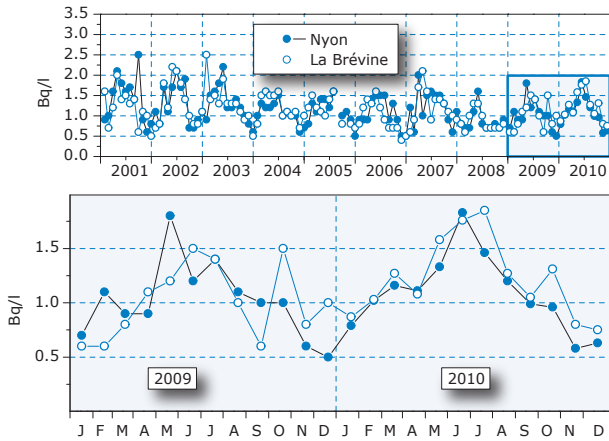
	Basel	Grimsel	Pontresina	Meiringen	Locarno	Nyon*	La Brévine*	Aare Brugg
J		1.14 ±0.07	0.57 ±0.08	1.13 ±0.07	0.80 ±0.06	0.79 ±0.06	0.87 ±0.06	1.6 ± 0.08
F		1.37 ±0.07	0.79 ±0.08	1.28 ±0.07	1.13 ±0.07	1.02 ±0.06	1.03 ±0.06	1.5 ± 0.08
M		0.87 ±0.07	0.60 ±0.08	0.97 ±0.06	0.66 ±0.06	1.16 ±0.07	1.27 ±0.07	1.4 ± 0.08
A	Messung URA	1.31 ±0.07	1.04 ±0.41	1.87 ±0.08	1.08 ±0.07	1.11 ±0.07	1.08 ±0.07	19.3 ± 0.41
M	(Juni 2010)	1.26 ±0.07	1.04 ±0.15	1.26 ±0.07	1.03 ±0.07	1.33 ±0.07	1.58 ±0.08	5.5 ± 0.15
J	2.1 ± 0.6	1.59 ±0.07	1.50 ±0.10	1.92 ±0.08	1.18 ±0.07	1.83 ±0.08	1.76 ±0.08	3.1 ± 0.10
J	1.8 ± 0.7	1.61 ±0.08	1.36 ±0.10	1.53 ±0.08	1.45 ±0.08	1.46 ±0.08	1.85 ±0.08	1.5 ± 0.10
A	1.6 ± 0.8	1.24 ±0.07	1.27 ±0.08	1.19 ±0.07	keine Probe	1.20 ±0.07	1.27 ±0.07	1.3 ± 0.08
S	0.9 ± 0.8	0.97 ±0.06	0.78 ±0.08	1.19 ±0.06	keine Probe	0.99 ±0.06	1.05 ±0.06	1.5 ± 0.08
O	1.3 ± 0.8	1.03 ±0.07	0.59 ±0.08	0.95 ±0.06	0.92 ±0.06	0.96 ±0.07	1.31 ±0.07	1.6 ± 0.08
N	< 2	1.09 ±0.07	0.42 ±0.08	0.76 ±0.07	0.50 ±0.06	0.58 ±0.06	0.80 ±0.06	1.5 ± 0.08
D	0.9 ± 0.8	0.92 ±0.06	0.50 ±0.08	1.78 ±0.07	0.48 ±0.06	0.63 ±0.06	0.75 ±0.06	1.5 ± 0.08

Tabelle 4:

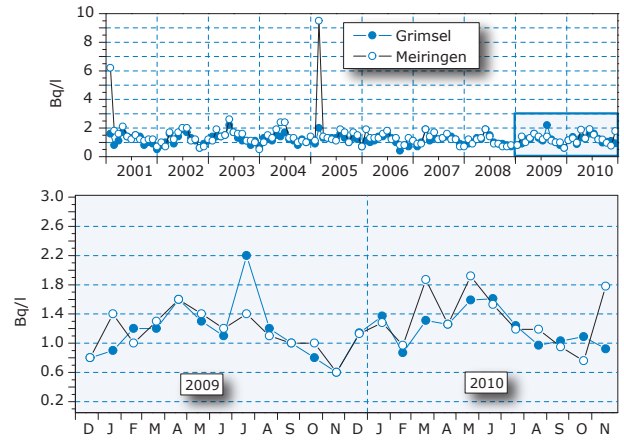
Gewichtete Jahresmittel der Tritiumkonzentrationen im Niederschlag und in den Flüssen für die Jahre 2009 und 2010.

	Grimsel	La Brévine*	Nyon*	Locarno	Meiringen	Aare Brugg	Rhein Diep.	Aare Brienzw.
	(Bq/l)							
Mittel 2010	1.11	1.30	1.06	0.89	1.31	3.43	0.91	0.95
Mittel 2009	1.11	1.20	0.95	0.91	1.20	3.04	0.98	0.90

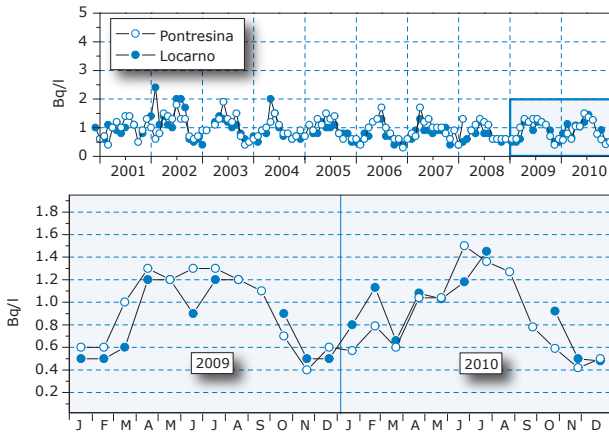
* ISOT - Stationen (nationales Netz zur Beobachtung der Isotope im Wasserkreislauf)



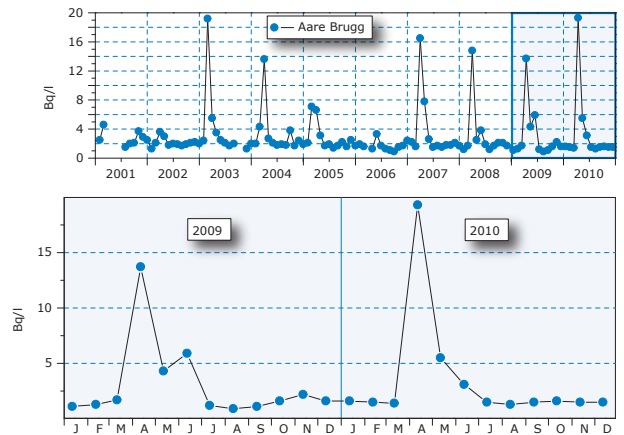
Figur 16: Tritiumkonzentrationen in der Westschweiz im zehnjährigen Verlauf und im Vergleich 2009 und 2010.



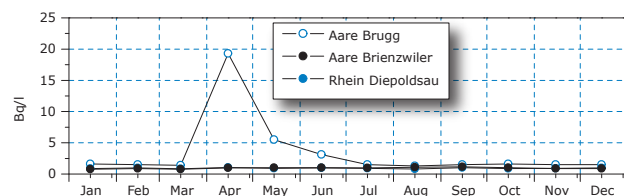
Figur 18: Tritiumkonzentrationen im Berner Oberland im zehnjährigen Verlauf und im Vergleich 2009 und 2010.



Figur 17: Tritiumkonzentrationen in der Südschweiz im zehnjährigen Verlauf und im Vergleich 2009 und 2010.



Figur 19: Tritiumkonzentrationen in der Aare bei Brugg im zehnjährigen Verlauf und im Vergleich 2009 und 2010. Die Spitze der jährlichen Abgaben aus dem Kernkraftwerk Gösgen war verglichen mit den letzten Jahren etwas höher.



Figur 20: Vergleich der Tritiumkonzentrationen in der Aare und im Rhein für 2010. Während die Konzentrationen in der Aare bei Brienzwiler und im Rhein bei Diepoldsau das ganze Jahr über praktisch gleich verlaufen, weist die Aare bei Brugg aufgrund der Abgaben des Kernkraftwerk Gösgen erhöhte Werte auf.

7.2

Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

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

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

Résumé

Les mesures de plutonium et d'américium ont été effectuées sur des sols, des sédiments, des filtres à air et des eaux. En plaine, les activités en $^{239+240}\text{Pu}$ pour les échantillons de sol (0 - 5 cm) prélevés en 2010 se situent entre 0.09 et 0.16 Bq/kg. En montagne, elles sont significativement plus élevées, entre 0.3 et 0.95 Bq/kg. Aux alentours des centrales nucléaires suisses les activités des actinides dans les sols et les sédiments ne dépassent pas 0.2 Bq/kg ($^{239+240}\text{Pu}$) et 0.1 Bq/kg (^{241}Am), et montrent un rapport d'activité d'environ 0.028 pour $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et 0.42 pour $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$. La moyenne du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.028 ± 0.05 indique une contamination provenant des essais d'armes atomiques effectués durant les années soixante et de la chute du satellite SNAP-9A. Cette origine est confirmée par le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ qui est de 0.42 ± 0.05 en moyenne.

L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am des eaux de pluie, de rivière et de surface ne dépasse pas les valeurs des années précédentes ($< 5 \text{ mBq/m}^3$). L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am des filtres à air analysés en 2010 est très faible ($< 4 \text{ nBq/m}^3$).

Introduction

Le plutonium a été distribué dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques en atmosphère, et suite à divers accidents comme celui de la centrale nucléaire de Tchernobyl ainsi que via le fonctionnement d'installations nucléaires et du cycle du combustible (retraitement / Tableau 1). L'américium est généré par la désintégration bêta du ^{241}Pu , et a été introduit d'une façon non uniforme dans les deux hémisphères par les mêmes sources que le plutonium (Tableau 1). L'importance de la surveillance de ces deux radioéléments dans l'environnement se justifie par leur radiotoxicité et leur longévité dans les systèmes biologiques.

Le but de ce travail était d'évaluer tout d'abord la présence des radioéléments plutonium et américium dans l'environnement en Suisse, d'en attribuer l'origine et d'analyser leur comportement et leur devenir.

Le comportement du plutonium et de l'américium dans les systèmes naturels dépend de leur solubilité et des réactions de sorption, du couple pH-Eh, de l'hydrolyse et des réactions de complexation, notamment avec des ligands organiques présents dans les sols et les eaux (Tableau 2¹). Par conséquent, la mesure du plutonium et de l'américium au niveau de traces dans l'environnement est indispensable à la compréhension de ces mécanismes de mobilisation. Pour cela, des sols, des sédiments, de l'eau et des filtres à air ont été analysés.

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

Tableau 1:

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

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

Méthode de séparation chimique

La méthode de séparation chimique utilisée pour les analyses de plutonium et d'américium consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur des résines TEVA® et DGA® respectivement, après la digestion micro-onde des échantillons². Les actinides sont ensuite électrodéposés sur des disques d'acier, et les sources sont mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La performance de la méthode en 2010 était excellente, avec des rendements élevés pour la séparation du plutonium (environ 85%) et de l'américium (environ 80%) dans les échantillons prélevés (sols, sédiments, filtres à air et l'eau).

Tableau 2:

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

Elément	Espèce aqueuse	$\log(K) M(\text{OH})$	$\log(K) M_{\text{ox}}$	Sorption aux colloïdes
Pu	Pu^{3+}	7	6.5	+++
	Pu^{4+}	13.3	10.9	+++
	PuO_2^+	4.3	4.3	++
	PuO_2^{2+}	8.4	7	++
Am	Am^{3+}	7.5	6.5	+++

Résultats

Les tableaux 3, 4 et 5 rapportent les principaux résultats obtenus en 2010. Sauf indication contraire, les incertitudes des mesures sont reportées pour un intervalle de confiance de 95% ($k=2$).

Sols

Le tableau 3 présente les résultats dans différents sols de Suisse. La couche analysée est 0 - 5 cm. Lors de la mesure des sols, en plaine, l'activité en plutonium se situe entre 0.10 et 0.12 Bq/kg de sol, ce qui correspond bien à la gamme des valeurs observées dans les prélèvements des années précédentes. Aux alentours des centrales nucléaires suisses l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne diffère guère du reste du territoire et ne dépasse pas 0.19 Bq/kg (plutonium) et 0.10 Bq/kg (américium). En montagne, l'activité en Pu peut s'élever au-dessus de 0.2 Bq/kg avec un maximum de 0.45 Bq/kg dans un sol d'Allmendhubel. Les valeurs élevées en Pu des sols de montagne s'expliquent principalement par l'altitude des sites. Nous avons récemment pu mettre en évidence ce phénomène d'augmentation des dépôts de radioactivité (⁹⁰Sr) avec l'altitude à l'échelle de l'Europe occidentale³.

La figure 1 illustre les rapports en $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans les sols et les sédiments. Tous les échantillons sont regroupés autour d'une valeur (0.03, 0.4) représentative des rapports des retombées des essais nucléaires réalisés dans les années soixante et de la chute du satellite (source de ²³⁸Pu) SNAP-9A. Les moyennes observées en 2010 sont de 0.028 pour le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et de 0.42 pour le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$. Il faut aussi préciser que le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ représente un coefficient entre deux éléments de chimie différente, donc de comportement potentiellement différent dans le sol. Néanmoins, comme l'américium est issu de

² Luisier F, Corcho Alvarado JA, Steinmann P, Krachler M, Froidevaux P. J. Radioanal. Nucl. Chem. 281, 3: 425-432 (2009).

³ Pourcelot L., Steinmann P., Froidevaux, P., Chemosphere 66, 1571-1579 (2007).

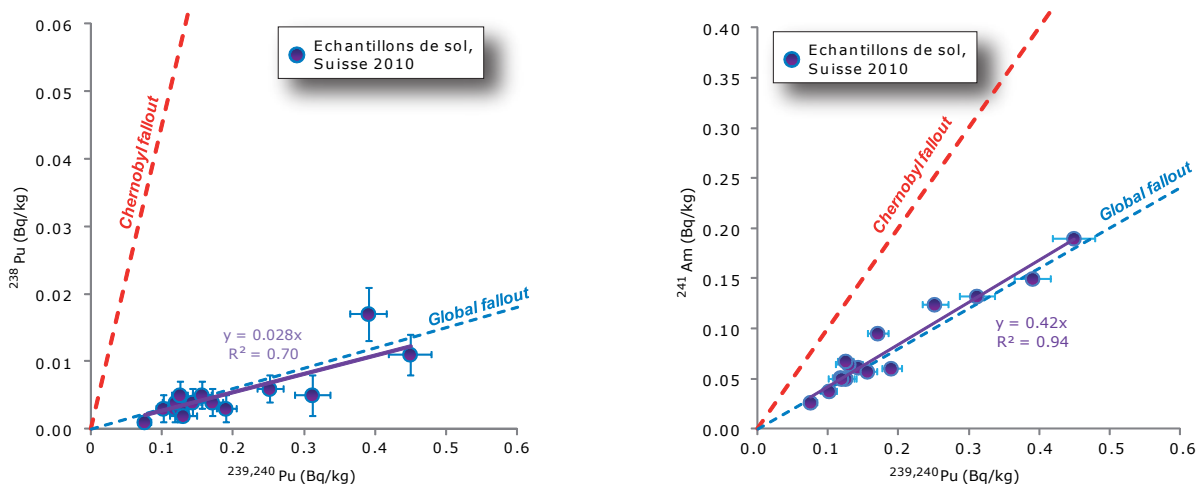


Figure 1:
a) Activité du ^{238}Pu en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans 15 échantillons de sol (0 - 5cm) prélevés sur l'ensemble de la Suisse en 2010.
b) Activité de l' ^{241}Am en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans 15 échantillons de sol (0 - 5cm) prélevés sur l'ensemble de la Suisse en 2010. Le rapport isotopique moyen $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0.028 ± 0.005 , et celui de $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0.42 ± 0.05 . Les rapports de l'accident du Tchernobyl et du global fallout sont aussi montrés.

la désintégration radioactive bêta d'un isotope du plutonium (^{241}Pu) on retrouve en général le même rapport entre ces isotopes (compris entre 0.3 - 0.5) en particulier dans les sols. On peut malgré tout parfois observer parfois des rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ différents dans d'autres compartiments de l'environnement, en raison d'une migration différente de ces deux éléments, sans qu'il y ait pourtant d'apport supplémentaire par une contamination d'origine accidentelle.

Eaux et filtres d'air

Pour l'analyse des eaux (Tableau 4), au moins 100 litres par échantillon ont été prélevés. Dans les eaux de surface, les actinides sont présents en suspension dans la partie sédimentaire ou associés aux colloïdes organiques. Leur présence dans les eaux de pluie est due à la resuspension de particules de sol sur lesquelles les actinides sont adsorbés. L'activité en plutonium ($< 4 \text{ mBq/m}^3$) et en américium ($< 3 \text{ mBq/m}^3$) des eaux de pluie, de rivière et de surface (Tableau 4)

Tableau 3:
Plutonium et américium (Bq/kg de matière sèche) dans les sols (0-5 cm) en Suisse prélevés en 2010.

Lieu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$
Sol plaine				
Grangeneuve	0.12 ± 0.02	0.05 ± 0.01	0.04 ± 0.03	0.42 ± 0.09
Arenenberg	0.10 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.03 ± 0.02	0.40 ± 0.07
Sols centrales nucléaires + PSI + CERN				
Beznau	0.14 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.43 ± 0.07
Gösgen	0.17 ± 0.02	0.10 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.56 ± 0.07
Leibstadt	0.19 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.32 ± 0.05
Mühleberg	0.13 ± 0.02	0.06 ± 0.01	0.02 ± 0.02	0.49 ± 0.05
ZWILAG	0.13 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.04 ± 0.02	0.55 ± 0.08
PSI-OASE	0.16 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.37 ± 0.06
CERN La Prairie	0.12 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.43 ± 0.05
CERN Maisonnex	0.13 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.40 ± 0.06
CERN Booster	0.08 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.35 ± 0.08
Sols sites d'altitude				
Allmendhubel	0.45 ± 0.03	0.19 ± 0.02	0.02 ± 0.01	0.42 ± 0.04
Diesse	0.39 ± 0.03	0.15 ± 0.03	0.04 ± 0.01	0.39 ± 0.09
Fahrni	0.31 ± 0.03	0.13 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.42 ± 0.05
Gimmelwald	0.25 ± 0.02	0.12 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.49 ± 0.06
Moyenne Suisse :			0.028 ± 0.05	0.42 ± 0.05

Tableau 4:Mesures du plutonium et de l'américium dans les eaux (mBq/m³) et les filtres à air (nBq/m³) prélevés en 2010.

Lieu	Type	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴¹ Am/ ^{239,240} Pu
Eaux (mBq/m³)				
Mühleberg	eau de pluie	0.11 ± 0.06	< DL	< DL
Fribourg	eau de pluie	< DL	< DL	< DL
Rhône (Genève)	rivière	3.20 ± 0.90	2.70 ± 0.90	0.86 ± 0.38
Filtres à air (nBq/m³)				
Klingnau	V _{filtré} = 2'102'570 m ³	0.53 ± 0.09	0.27 ± 0.05	0.50 ± 0.12
Fribourg	V _{filtré} = 963'960 m ³	0.37 ± 0.05	3.10 ± 0.10	8.50 ± 1.30
Mühleberg	V _{filtré} = 530'865 m ³	0.57 ± 0.14	0.37 ± 0.10	0.65 ± 0.24
Jungfrauoch	V _{filtré} = 212'777 m ³	2.10 ± 0.70	1.60 ± 0.40	0.73 ± 0.28

sont faibles et sont comprises dans la gamme observée lors des années précédentes (< 5 mBq/m³). L'eau du Rhône présente une activité en plutonium et américium supérieure à l'eau de pluie car, de par la nature de son prélèvement, elle contient une forte charge en sédiments sur lesquels ces radioéléments sont adsorbés.

L'activité en plutonium et en américium des filtres à air (Tableau 4) reflète en général le phénomène de resuspension des particules de sol⁴. En Suisse, nous étudions annuellement quatre sites (Fribourg, Klingnau, Mühleberg et Jungfrauoch) sur lesquels des prélèvements de filtres à air sont effectués de façon hebdomadaire. Ces filtres sont ensuite réunis pour former un échantillon annuel par site, pour l'analyse du plutonium et de l'américium. Le volume d'air ainsi prélevé est d'au moins 200'000 m³, ce qui permet une analyse à très bas niveau d'activité (nBq/m³).

On notera qu'une légère augmentation de l'activité en américium des filtres à air de Fribourg avait également été observée entre 2002 et 2007, probablement due au phénomène d'incinération involontaire de détecteurs d'incendie. Le plutonium, qui n'est pas utilisé dans des applications industrielles, ne présente pas d'augmentation d'activité dans les filtres à air. Son activité moyenne à Fribourg entre 1994 et 2005 est de 1.5 ± 0.5 nBq/m³. Ces valeurs sont représentatives d'une activité dans les filtres à air provenant de la resuspension de particules de sol dans l'air. Le site du Weissfluhjoch, analysé pendant les dix dernières années, a été abandonné car, d'une part, la station météo n'est plus en activité et d'autre part le système de prélèvement d'air présentait une contamination à l'américium due à l'incinération à proximité de la prise d'air de déchets de chantier contenant un (ou des) détecteurs d'incendie à l'américium⁵.

Conclusions

Les analyses du plutonium et de l'américium dans l'environnement en 2010 n'ont pas relevé d'activité inattendue. Les mesures de plutonium et d'américium dans les échantillons de sol sur l'ensemble de la Suisse montrent que la déposition est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude du site de prélèvement. Cette relation entre le niveau d'activité et l'altitude ou encore le niveau des précipitations est maintenant un phénomène bien connu pour les dépositions de radioéléments suite aux essais des bombes atomiques en atmosphère.

Pour tous les autres échantillons l'analyse des rapports isotopiques ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu et ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu a montré que l'origine de la contamination provient des essais des armes atomiques réalisés en atmosphère durant les années soixante et de la désintégration dans l'atmosphère du satellite SNAP-9A contenant une source de ²³⁸Pu. Les résultats obtenus dans des compartiments de l'environnement autres que le sol montrent que le rapport isotopique ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu est un bon indicateur de l'origine de la contamination mais que le rapport ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu doit être utilisé avec précaution car ces deux éléments sont susceptibles de fractionnement au cours du processus de mobilisation.

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

⁵ Corcho Alvarado J.A., P. Froidevaux, F. Luisiser, F. Barraud, J. Dlala, A. Savary, F. Bochud (2008) Chapitre 7.3: Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement. Rapport «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse», OFSP, 2009.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010
Résultats 2010



8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions



Inhaltverzeichnis / Sommaire

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	107
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	116
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	117
Zusammenfassung	117
Übersicht	117
Systeminstandhaltung und –ergänzung	119
Systemverfügbarkeit und Störungen	119
Qualitätssicherung	120
Messergebnisse	120
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	123
Zusammenfassung	123
Einleitung	123
Radiochemische Trennmethoden	124
Staubfangplatten	124
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	126
Résumé	126
Introduction	126
Méthodologie	127
Résultats	127
Conclusions	131
8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)	132
Résumé	132
Programme de surveillance de l'OFSP	132
Mesures de l'exposition ambiante	133
Mesures dans le milieu atmosphérique	133
Mesures dans le milieu terrestre	134
Mesures dans le milieu aquatique	134
Conclusions	136
8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	137
Résumé	137
Le CERN	137
Aspects environnementaux	138
Programme de surveillance	139
Résultats 2010	139
Impact radiologique	142
Conclusions	143

8.1

Emissionen aus den Kernanlagen

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2010 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 und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in der Figur 1 für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Tabelle 1 zeigt die in den Kernkraftwerken und im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen gemäss Richtlinie ENSI-G14 errechneten Personendosen für Erwachsene, 10-jährige Kinder und Kleinkinder in der Umgebung der betreffenden Anlage im Jahr 2010. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 3a, mit der Abluft in den Tabellen 3b und 3c aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Die Behörden haben die Messverfahren der Kernanlagen mit über 170 Proben kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen überein und zeigen, dass die Abgabereglemente eingehalten werden.

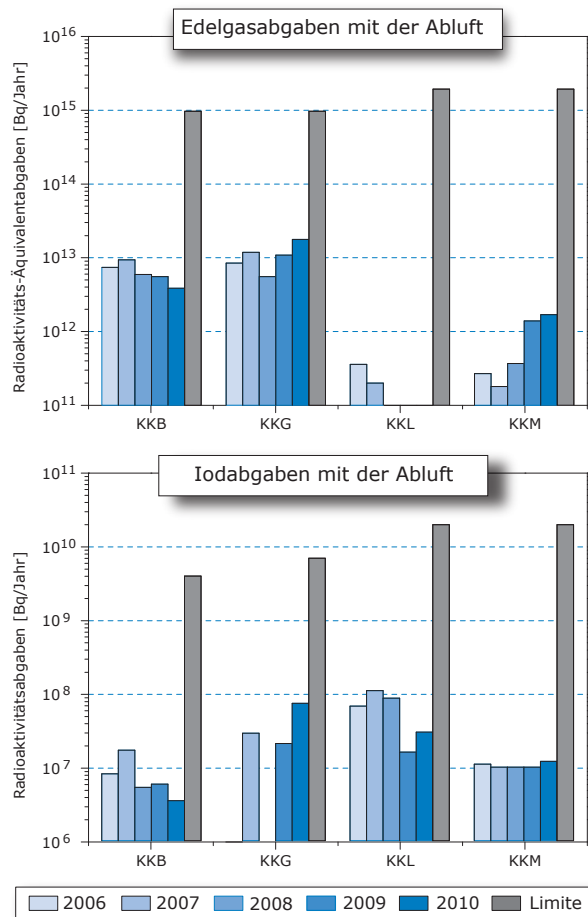
Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKG und bei ZZL ungefähr 0.001 mSv, beim KKB 0.004 mSv und beim KKL und KKM ungefähr 0.005 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2010 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts.

Das ENSI berücksichtigt bei den Dosisberechnungen auch die formell nicht limitierten ^{14}C -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ^{14}C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die ^{14}C -Abgaben der Kernkraftwerke sind systembedingt begrenzt, weil die Abgaberate primär von der Reaktorleistung abhängig ist. Die Kernkraftwerke haben in den letzten Jahren die ^{14}C -Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass diese mit den Erfahrungswerten aus der Messkampagne vor etwa dreissig Jahren und den in der einschlägigen Literatur angegebenen ^{14}C -Abgabewerten für ähnliche Anlagen korrespondieren. Das KKL führt seit längerer Zeit aus eigener Initi-

ative ^{14}C -Messungen durch. Mitte 1998 wurde die Apparatur des KKL zur Messung von ^{14}C aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. Das KKG führt seit Ende 2001 Messungen der ^{14}C -Abgaben mit der Abluft durch. Die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis der Jahre 2001 bis 2003 werden beim KKG im Nachhinein als um den Faktor 3 zu hoch eingeschätzt, dies aufgrund der Ergebnisse der neuen Kalibrierung der Messapparatur mit zwei diversitären Standards zu Beginn des Jahres 2004. Alle Schweizer Kernkraftwerke führten 2010 die ^{14}C - und die ^3H -Messungen auch nach Abschluss der geforderten einjährigen Messperiode auf freiwilliger Basis fort. Somit konnten auch 2010 zur Ermittlung des jeweiligen Dosisbeitrags von ^{14}C die gemessenen Werte herangezogen werden.

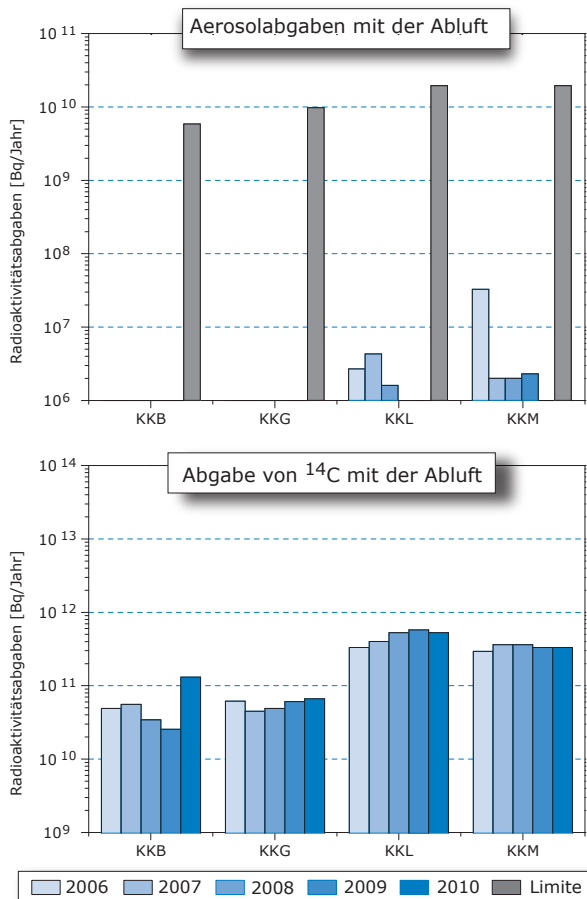
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen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

Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfälle und im Hochregallager der Konditionieranlage. In der Plasma-Anlage fanden wiederum eine Frühjahres- und eine Herbstverbrennungskampagne statt. Die für das Jahr 2010 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 0.001 mSv.



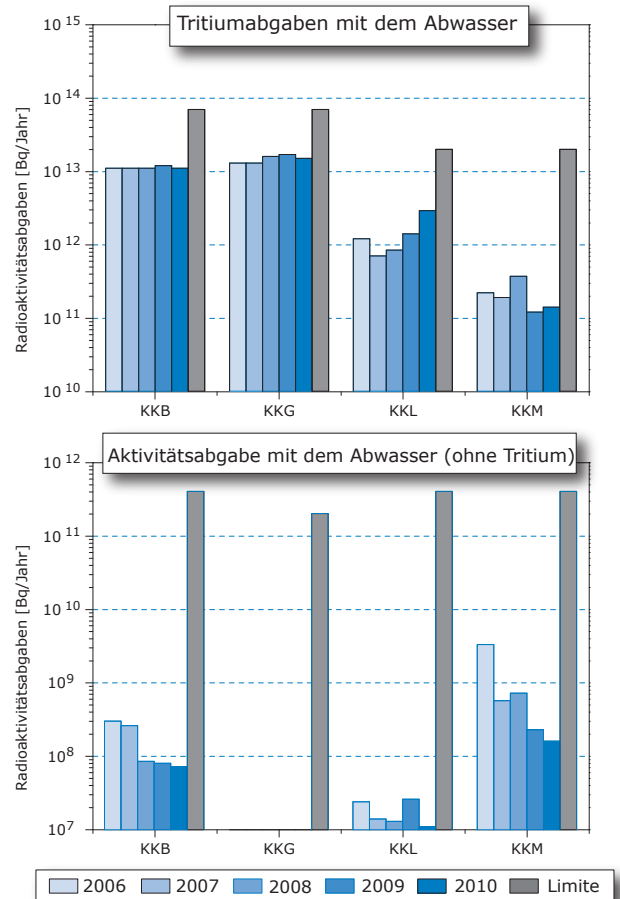
Figur 1a:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2006 bis 2010) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Edelgasabgaben unterhalb von 10^{11} Bq und Abgaben von Jod unterhalb von 10^6 Bq werden im Diagramm nicht dargestellt.



Figur 1b:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2006 bis 2010) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben von Aerosolen unterhalb von 10⁶ Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt. Für ¹⁴C besteht keine Abgabelimite.



Figur 1c:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an das Abwasser in den letzten fünf Jahren (2006 bis 2010) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben mit dem Abwasser unterhalb von 10⁷ Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt.

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2010 für die Kernkraftwerke und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Ort	Medium	Art der Abgaben ⁴	Limiten ¹	Tatsächliche Abgaben ^{2,4}			Berechnete Jahresdosis ³		
			Bq pro Jahr	Aequivalentabgaben		gemessen ⁵	mSv/Jahr		
				Bq pro Jahr	Prozent der Limite	Bq pro Jahr	Erw.	10j Kind	1j Kind
KKB1 + KKB2	Abwasser 3'700 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4·10 ¹¹	-	<0.1%	3.5·10 ⁸	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	8.5·10 ¹²	12%	8.5·10 ¹²	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	3.5·10 ¹²	0.4%	4.0·10 ¹²	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	6·10 ⁹	-	<0.1%	3.0·10 ⁵	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	4·10 ⁹	5.0·10 ⁶	<0.13%	5.0·10 ⁶	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	7.4·10 ¹⁰	0.0015	0.002	0.0034
	Dosis total						0.0016	0.0021	0.0035
KKM	Abwasser 5'451 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4·10 ¹¹	5.8·10 ⁸	0.15%	5.9·10 ⁹	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	2.4·10 ¹¹	1.2%	2.4·10 ¹¹	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	-	<0.1%	7.0·10 ¹⁰	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	1.0·10 ⁶	0.0031	0.003	0.0028
		Iod: ¹³¹ I	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	6.1·10 ⁶	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	3.9·10 ¹¹	0.001	0.0013	0.0021
	Dosis total						0.004	0.0042	0.0049
KKG	Abwasser 7'561 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2·10 ¹¹	-	<0.1%	1.6·10 ⁷	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	1.4·10 ¹³	20%	1.4·10 ¹³	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	<1.7·10 ¹³	<1.7%	<1.5·10 ¹³	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1·10 ¹⁰	-	<0.1%	1.2·10 ⁵	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	7·10 ⁹	1.6·10 ⁸	2.3%	1.6·10 ⁸	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	9.2·10 ¹⁰	<0.001	<0.001	0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	0.0013
KKL	Abwasser 14'713 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4·10 ¹¹	-	<0.1%	2.2·10 ⁸	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	4.1·10 ¹²	21%	4.1·10 ¹²	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	-	<0.1%	4.6·10 ¹⁰	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	8.9·10 ⁶	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	2·10 ¹⁰	5.6·10 ⁷	0.3%	5.6·10 ⁷	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	5.6·10 ¹¹	0.0021	0.0028	0.0047
	Dosis total						0.0022	0.0029	0.0048
ZZL	Abwasser 622 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2·10 ¹¹	2.7·10 ⁸	0.14%	1.1·10 ⁹	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	-	-	-	2.2·10 ¹¹	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	1·10 ⁹	-	<0.1%	1.7·10 ⁴	<0.001	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	3·10 ⁷	-	<0.1%	1.7·10 ⁴	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	1·10 ¹²	-	<0.1%	1.2·10 ⁸	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1·10 ¹⁴	-	<0.1%	9.2·10 ¹⁰	<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 2010 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

	PSI Ost				
	Hochka-min	Saphir, Proteus	Forschungs-labor	Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle	Bundeszwi-schenlager
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	-	-	-	-	-
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod	$6.6 \cdot 10^5$	-	-	-	$6.2 \cdot 10^4$
α -Aerosole	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$9.8 \cdot 10^7$	-	-	-	-
Tritium als HTO	$4.4 \cdot 10^{10}$	$1.5 \cdot 10^7$	-	$1.1 \cdot 10^{10}$	$1.4 \cdot 10^{10}$
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:					
Erwachsene	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Kind 10j	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Kleinkinder	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%

	PSI West			Gesamtanlage des PSI ^{2,4}		
	Zentrale Fortluft-anlagen	Injektor II	C-Labor	Abgaben Bq / Jahr		
				Abwasser 1'348 m ³	Abluft	Aequiva-lent-abga-ben
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$6.7 \cdot 10^7$	-	$5.2 \cdot 10^6$
Tritium	-	-	-	$7.0 \cdot 10^{10}$	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$1.7 \cdot 10^{14}$	$8.5 \cdot 10^{10}$	-	-	$1.7 \cdot 10^{14}$	$3.6 \cdot 10^{14}$
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod	$2.2 \cdot 10^{10}$	$3.5 \cdot 10^6$	$4.7 \cdot 10^3$	-	$2.2 \cdot 10^{10}$	-
α -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$4.0 \cdot 10^7$	-	-	-	$1.4 \cdot 10^8$	$7.7 \cdot 10^7$
Tritium als HTO	$1.1 \cdot 10^{12}$	-	-	-	$1.2 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.0055	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0060	
Kind 10j	0.0056	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0060	
Kleinkinder	0.0056	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0060	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹	3.7 %	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<4.0%	

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2010:

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

Nuklid	Abgaben [Bq/Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
³ H	$8.5 \cdot 10^{12}$	$1.4 \cdot 10^{13}$	$4.1 \cdot 10^{12}$	$2.4 \cdot 10^{11}$	$7.0 \cdot 10^{10}$	$2.2 \cdot 10^{11}$
⁷ Be					$9.2 \cdot 10^6$	
²² Na					$4.7 \cdot 10^6$	$1.5 \cdot 10^7$
²⁴ Na	$8.3 \cdot 10^6$					
³⁵ S					$2.4 \cdot 10^7$	
⁴⁶ Sc					$7.6 \cdot 10^3$	
⁵¹ Cr				$1.6 \cdot 10^8$		
⁵² Mn						
⁵⁴ Mn	$1.7 \cdot 10^6$		$3.3 \cdot 10^7$	$2.1 \cdot 10^9$	$3.9 \cdot 10^6$	$1.2 \cdot 10^5$
⁵⁶ Mn						
⁵⁹ Fe				$2.9 \cdot 10^6$		
⁵⁶ Co					$7.8 \cdot 10^4$	
⁵⁷ Co	$2.9 \cdot 10^5$				$2.9 \cdot 10^5$	
⁵⁸ Co	$8.0 \cdot 10^7$		$1.0 \cdot 10^7$	$1.0 \cdot 10^9$	$1.2 \cdot 10^5$	
⁶⁰ Co	$4.8 \cdot 10^7$	$4.9 \cdot 10^5$	$1.4 \cdot 10^8$	$2.5 \cdot 10^9$	$1.3 \cdot 10^6$	$1.3 \cdot 10^7$
⁶⁵ Zn			$3.1 \cdot 10^7$	$1.1 \cdot 10^8$	$3.9 \cdot 10^5$	
⁸³ Rb					$1.3 \cdot 10^4$	
⁸⁵ Sr						
⁸⁸ Y					$4.5 \cdot 10^5$	
⁸⁹ Sr	$3.5 \cdot 10^6$	$7.8 \cdot 10^5$		$1.3 \cdot 10^7$		
⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	$4.4 \cdot 10^5$			$1.0 \cdot 10^6$		$1.5 \cdot 10^6$
⁹⁵ Nb	$3.4 \cdot 10^4$					
^{99m} Tc						
¹⁰³ Ru					$4.1 \cdot 10^4$	
¹⁰⁶ Ru/Rh						$1.1 \cdot 10^7$
^{110m} Ag	$4.1 \cdot 10^5$			$9.8 \cdot 10^5$		
¹¹³ Sn					$6.3 \cdot 10^5$	
¹²² Sb	$1.1 \cdot 10^6$					
¹²⁴ Sb	$5.5 \cdot 10^7$			$2.4 \cdot 10^6$	$1.2 \cdot 10^5$	$1.1 \cdot 10^6$
¹²⁵ Sb	$9.0 \cdot 10^6$					$1.2 \cdot 10^7$
^{123m} Te	$1.5 \cdot 10^7$	$7.9 \cdot 10^5$				
¹³² Te	$9.2 \cdot 10^5$	$2.5 \cdot 10^5$				
¹²⁵ I					$9.2 \cdot 10^6$	
¹²⁶ I						
¹³¹ I	$2.4 \cdot 10^7$	$1.3 \cdot 10^7$			$1.0 \cdot 10^4$	
¹³³ I	$3.6 \cdot 10^6$	$2.6 \cdot 10^5$				
¹³⁴ Cs	$1.7 \cdot 10^6$				$2.7 \cdot 10^5$	$2.7 \cdot 10^7$
¹³⁶ Cs						
¹³⁷ Cs	$1.0 \cdot 10^8$		$1.0 \cdot 10^6$	$3.1 \cdot 10^7$	$4.5 \cdot 10^6$	$1.0 \cdot 10^9$
¹³³ Ba					$1.4 \cdot 10^4$	
¹⁴⁰ Ba						
¹⁴⁰ La						
¹⁴¹ Ce					$6.1 \cdot 10^3$	
¹⁷⁷ Lu					$8.4 \cdot 10^6$	
^{177m} Lu					$1.6 \cdot 10^4$	
α -Strahler	*)	$< 2.2 \cdot 10^5$	$6.1 \cdot 10^5$	$1.4 \cdot 10^5$		*)
^{234/238} U					$3.6 \cdot 10^5$	
^{239/240} Pu	$1.0 \cdot 10^4$				$1.0 \cdot 10^4$	$5.5 \cdot 10^4$
²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am	$2.0 \cdot 10^4$				$8.0 \cdot 10^3$	$1.7 \cdot 10^3$
²⁴² Cm	$1.9 \cdot 10^4$					$1.9 \cdot 10^3$
^{243/244} Cm						$5.5 \cdot 10^2$
²³⁹ Np					$8.7 \cdot 10^4$	

*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2009 bis und mit dem 3. Quartal 2010

Tabelle 3b:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft: Gase, Edelgase und Iod 2010:

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

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
Gase, Edelgase						
Tritium		$5.2 \cdot 10^{11}$	$2.9 \cdot 10^{12}$	$1.5 \cdot 10^{10}$	$1.2 \cdot 10^{12}$	$9.2 \cdot 10^{10}$
^{11}C					$2.6 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$7.4 \cdot 10^{10}$	$9.2 \cdot 10^{10}$	$5.6 \cdot 10^{11}$	$3.9 \cdot 10^{11}$		$1.2 \cdot 10^8$
^{13}N					$2.7 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$1.1 \cdot 10^{14}$	
^{18}F					$8.6 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$1.4 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar				$4.3 \cdot 10^9$	$3.6 \cdot 10^{12}$	
^{79}Kr						
^{85}Kr					$2.1 \cdot 10^{12}$	
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$1.3 \cdot 10^{11}$			$7.0 \cdot 10^8$		
^{87}Kr						
^{88}Kr						
^{122}Xe						
^{125}Xe						
^{127}Xe						
$^{129\text{m}}\text{Xe}$						
$^{131\text{m}}\text{Xe}$						
^{133}Xe	$2.1 \cdot 10^{12}$		$1.6 \cdot 10^{10}$			
$^{133\text{m}}\text{Xe}$						
^{135}Xe	$1.5 \cdot 10^{12}$		$2.7 \cdot 10^{10}$	$4.9 \cdot 10^8$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$2.2 \cdot 10^9$			
^{137}Xe						
^{138}Xe			$1.1 \cdot 10^9$			
EG-Aequiv. ⁴⁾				$6.5 \cdot 10^{10}$		
EG: β -total		$1.5 \cdot 10^{13}$				
Andere	$2.0 \cdot 10^{11}$					
Iod						
^{123}I					$2.5 \cdot 10^7$	
^{124}I						
^{125}I					$1.1 \cdot 10^8$	
^{126}I						
^{129}I						
^{131}I	$5.0 \cdot 10^6$	$1.6 \cdot 10^8$	$5.6 \cdot 10^7$	$6.1 \cdot 10^6$		
^{133}I	$1.7 \cdot 10^7$					

Tabelle 3c:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft: Aerosole 2010:

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

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
⁷ Be					1.6·10 ⁶	
²² Na						
²⁴ Na					5.6·10 ⁵	
³⁸ S					1.4·10 ⁹	
³⁸ Cl						
³⁹ Cl					9.1·10 ⁸	
⁵¹ Cr				2.2·10 ⁵		
⁵⁴ Mn			1.6·10 ⁶	5.2·10 ⁴		
⁵⁸ Co			1.2·10 ⁵	4.2·10 ⁴		
⁶⁰ Co		8.7·10 ⁴	2.6·10 ⁶	5.1·10 ⁵	9.8·10 ⁵	5.3·10 ³
⁶⁵ Zn			2.5·10 ⁶			
⁷⁵ Se					6.2·10 ³	
⁷⁷ Br					1.4·10 ⁶	
⁸² Br					5.3·10 ⁸	
⁸⁹ Sr		4.8·10 ³				
⁹⁰ Sr		2.8·10 ⁴				
⁹⁵ Zr						
⁹⁵ Nb		3.6·10 ³				
^{99m} Tc					2.0·10 ⁷	
¹⁰³ Ru						
^{110m} Ag						
^{123m} Te						
¹²⁵ Sb						
¹³¹ I (Aerosol)			1.8·10 ⁶	2.9·10 ⁴		
¹³⁴ Cs						
¹³⁷ Cs				1.2·10 ⁵		
¹⁴⁰ Ba			3.2·10 ⁵	4.9·10 ⁴		1.1·10 ⁴
¹⁴⁰ La			3.5·10 ⁵			
¹⁸¹ Re					8.1·10 ⁷	
¹⁸² Re					2.1·10 ⁸	
^{182m} Re					5.1·10 ⁶	
¹⁸³ Re					2.4·10 ⁶	
¹⁸³ Os					2.5·10 ⁸	
^{183m} Os					6.4·10 ⁸	
¹⁸⁵ Os					1.9·10 ⁷	
¹⁹¹ Os					3.3·10 ⁴	
¹⁸⁵ W					3.2·10 ⁹	
¹⁹¹ Pt					4.1·10 ⁷	
¹⁹² Au					2.6·10 ⁹	
¹⁹³ Au					1.8·10 ⁸	
¹⁹⁴ Au					3.7·10 ⁵	
¹⁹⁵ Au					3.5·10 ⁷	
¹⁹² Hg					1.1·10 ⁹	
¹⁹³ Hg						
^{193m} Hg					3.4·10 ⁸	
¹⁹⁴ Hg					3.7·10 ⁵	
¹⁹⁵ Hg					1.2·10 ¹⁰	
^{195m} Hg					1.4·10 ⁸	
¹⁹⁷ Hg						
^{197m} Hg					1.4·10 ⁸	
²⁰³ Hg					6.5·10 ⁶	
Nicht spezifizierte	3.0·10 ⁵					
α -Aerosole	5.0·10 ³	4.9·10 ⁴	7.2·10 ⁴	8.2·10 ⁴		1.7·10 ⁴

Fussnoten zu den Tabellen 1 bis 3

[1] **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) für die Kernkraftwerke unter 0.3 mSv/Jahr respektive das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) unter 0.05 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2003 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.

[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. Abgaben kleiner tausend Bq werden nicht ausgewiesen.

[3] Die **Jahresdosis** ist für Personen berechnet, die sich dauernd am kritischen Ort aufhalten, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort beziehen und ihren gesamten Trinkwasserbedarf aus dem Fluss unterhalb der Anlage decken. Die Dosis wird mit den in der Richtlinie ENSI-G14 angegebenen Modellen und Parametern ermittelt. Dosiswerte kleiner als 0.001 mSv – entsprechend einer Dosis, die durch natürliche externe Strahlung in ca. zehn Stunden akkumuliert wird – werden in der Regel nicht angegeben. Beim PSI wird die Jahresdosis der Gesamtanlage als Summe über die Abgabestellen gebildet.

[4] Bei der **Art der Abgaben** resp. den **Tatsächlichen Abgaben** ist folgendes zu präzisieren:

Abwasser: Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-LE-Wert von 200 Bq/kg angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein LE-Wert von 200 Bq/kg entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Ingestions-Dosisfaktor von $5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq. Die unnormierte Summe der Abwasserabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.

Edelgase: Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/

(Bq/m³). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.

Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β -total-Messung durchgeführt; für die Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% 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 normierten Abgabe aufgeführt.

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

Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar. Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist dem gegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

Iod: Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von ¹³¹I limitiert; somit ist bei den tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtabgabe wird zudem auch ein ¹³¹Iod-Aequivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von 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 Kohlendi-oxid vorliegende Anteil des ¹⁴C, der für die Dosis relevante ist, angegeben. Die für ¹⁴C angegebenen Werte basieren bei allen Werken auf aktuellen Messungen.

[5] Siehe Tabellen 3a - c.

8.2

Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Die Ortsdosis, respektive die Ortsdosisleistung durch externe Strahlung werden in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI mit dem MADUK-Messnetz (siehe Kapitel 8.3), und mit Thermolumineszenzdosimetern (TLD) in der Umgebung sowie am Arealzaun überwacht. Zusätzlich dazu führt das ENSI vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch. Die gemessenen Maximalwerte lagen allesamt unter den Immissionsgrenzwerten für die Direktstrahlung ausserhalb des Betriebsareals von 1 mSv pro Jahr für Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräume und von 5 mSv pro Jahr für andere Bereiche nach Art. 102 Absatz 3 der Strahlenschutzverordnung.

Die Ortsdosisleistung ist im Nahbereich der Siedewasserreaktoren in Mühleberg und in Leibstadt durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht. Diese Strahlung resultiert aus dem radioaktiven Zerfall des kurzlebigen Stickstoffnuklids ^{16}N , welches im Reaktor produziert und bei Siedewasserreaktoren mit dem Dampf in die Turbine im Maschinenhaus getragen wird. Des weitern 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 0.38 $\mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergeben für das Berichtsjahr nach Subtraktion des natürlichen Untergrundes von ca. 0.7 mSv eine Dosiserhöhung von 0.7 mSv.

Am Zaun des KKL wurden bei vierteljährlichen Stichproben des ENSI während des Leistungsbetriebes Ortsdosisleistungen zwischen 0.06 $\mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und 0.17 $\mu\text{Sv/h}$ ermittelt.

Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 0.9 mSv pro Jahr. Die höchste, mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.6 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 0.7 mSv ohne natürlichen Untergrund. Im Jahr 2010 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des PSI ermittelte Wert ca. 0.2 mSv (ohne natürlichem Untergrund von ca. 0.6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt beim Betriebsgebäude für Radioaktive Abfälle des PSI-Ost.

Beim KKB, KKG und beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen Stichproben des ENSI eine signifikante Erhöhung der Ortsdosis über dem natürlichen Untergrund festgestellt.

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

8.3

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

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

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

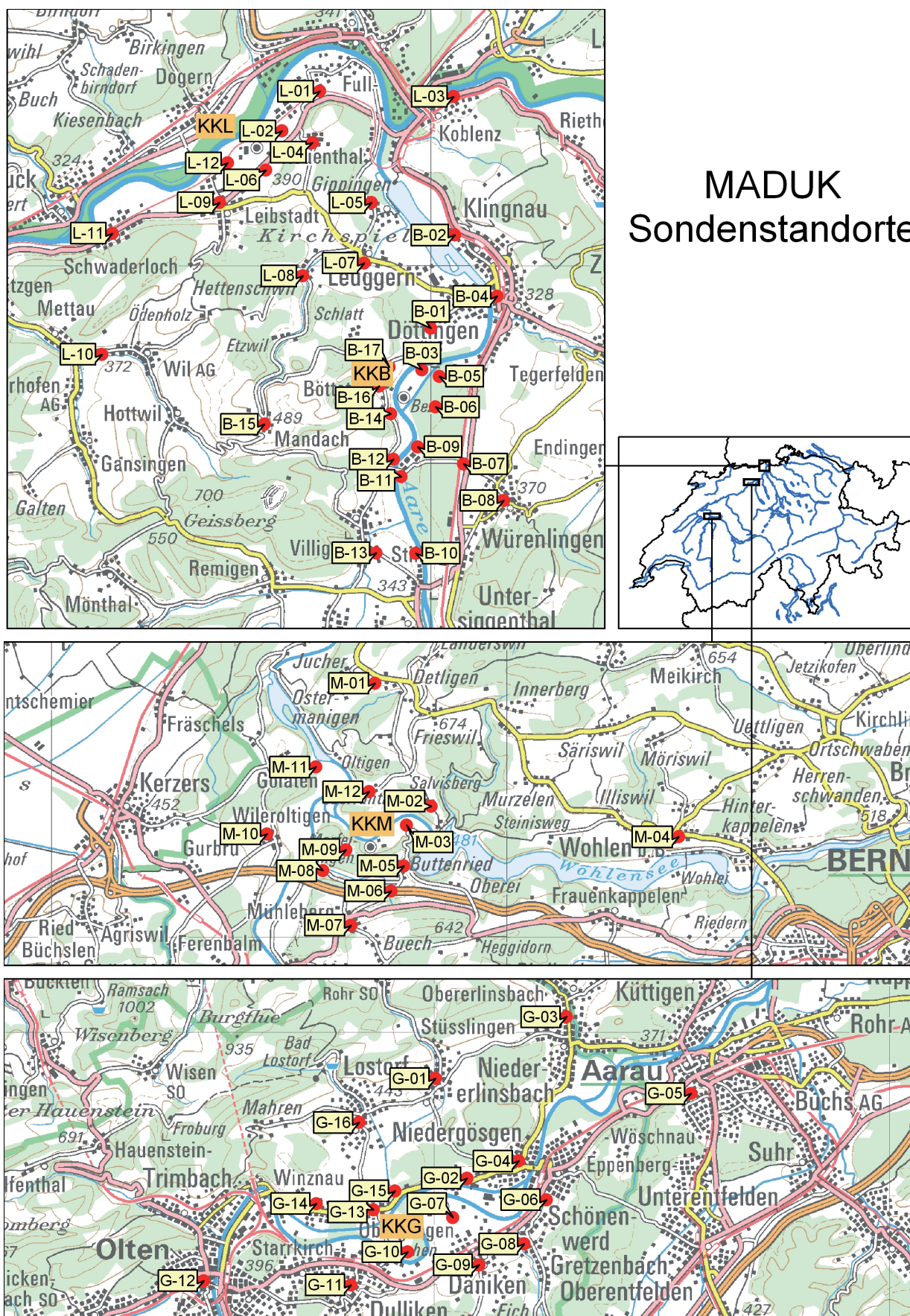
Die Messwerte im Jahr 2010 lagen im üblichen Rahmen wie in früheren Jahren. Mit einer Ausnahme waren alle registrierten Erhöhungen auf Washout-Effekte natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Für eine Erhöhung bei der Messstation M-04, die sich in unmittelbarer Nähe zu einem Parkplatz befindet, konnte die Ursache nicht eindeutig bestimmt werden. Aufgrund der 1-Minutendaten, der Daten der anderen Messstationen und den Emissionsdaten von KKM kann KKM als Ursache ausgeschlossen werden.

Es wurden keine Dosisleistungserhöhungen festgestellt, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückgeführt werden konnten.

Übersicht

Das MADUK-Netz zur Messung der Dosisleistungen besteht aus insgesamt 57 Immissionsmessstationen in der Umgebung der vier Kernkraftwerke (Figur 1). Die Messsonden des MADUK-Systems komplettieren und ergänzen das gesamtschweizerische Messnetz zur Radioaktivitätsüberwachung NADAM, das weitere 63 Messstationen - verteilt über die ganze Schweiz - zählt. Die Geiger-Müller-Zählrohre in den Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohre) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). Von den Kernkraftwerken werden Kaminemissionswerte (EMI) und wichtige Anlagenparameter (ANPA) der Primär- und Sekundäranlage übernommen und in die MADUK-Zentrale geleitet. Die MADUK-Zentrale des ENSI verarbeitet und archiviert die Immissionsdaten, sorgt im Bedarfsfall für eine sofortige Alarmierung der ENSI-Notfallorganisation und sichert die Immissionsdaten langfristig. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit den externen Partnern: Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich und Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg. Die Subsysteme beliefern auch das System Accident Diagnostics, Analysis, and Management (ADAM) im ENSI.

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



Figur 1:
Übersicht über die Sondenstandorte des Messnetzes MADUK.

Systeminstandhaltung und -ergänzung

Im Jahr 2010 konnte der Umzug der MADUK-Zentrale vom alten Standort in Villigen nach Brugg erfolgreich und mit sehr kurzen Betriebsunterbrüchen von weniger als drei Stunden abgeschlossen werden.

Im Verlauf des ersten Halbjahres wurde beim Datenexport an die NAZ und ans KFÜ Baden-Württemberg die verwendeten Datenformate auf den aktuellen Versionsstand gebracht. In der zweiten Jahreshälfte wurden die ANPA/EMI-Datenflüsse so angepasst, dass die Netzwerksicherheit verbessert und die Datenverarbeitung in der Zentrale vereinheitlicht wurden. Zudem wurden die Ergebnisse der atmosphärischen Ausbreitungsrechnungen im Ereignisfall in GIS-fähigem Format in die Bedienoberfläche für den Pikett des ENSI integriert.

Schliesslich wurde in einem Detailkonzept die Migration des heutigen Zentralsystems auf UNIX-Basis in die Windows-Welt beschrieben. Damit wurde die Grundlage für die komplette Erneuerung der MADUK-Zentrale in den nächsten Jahren geschaffen.

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 wird. Mit der Kenngrösse ‚Systemverfügbarkeit‘ wird die Einsatztauglichkeit des Gesamtsystems MADUK beurteilt: Systemstörungen, die zu wesentlichen Nutzungseinschränkungen geführt haben, werden als Ausfallzeit in Stunden erfasst.

Die im 2008 eingebrachte neue Stationselektronik lief im 2010 äusserst zuverlässig. Es war nur ein blockierter Datenlogger zu verzeichnen, der einen Datenverlust von 9 Stunden verursachte. An den Stationen L-12 (defektes Niederdosiszählrohr) und L-09 (defektes Hochdosiszählrohr) mussten die Sonden ausgetauscht werden.

Beim Umzug der MADUK-Zentrale vom Standort Villigen nach Brugg kam es im Februar zu zwei kurzen Unterbrüchen von insgesamt 2.4 Stunden. In der übrigen Zeit stand MADUK der internen Notfallorganisation zur Verfügung.

Tabelle 1:

Auflistung der Störungen bei den MADUK-Messstationen.

Station	Störungsdauer [h]	Permanenter Datenverlust [h]	Bemerkung
B-11	9.0	9.0	Ausfall Datenlogger
M-10	5.0	-	Blockierter Funkrouter
B-03, B-05, B-06, B-09, B-11, B-12	2.0	-	Grossstörung Swisscom-Netz Raum Würenlingen
L-03	120.5	-	Beschädigung Kommunikationskabel bei Umbauarbeiten
G-03	6.5	-	Kommunikationsunterbruch
L-10	1.7	-	Kommunikationsunterbruch
B-14	1.2	-	Kommunikationsunterbruch
M-03, M-05, M-06, M-07, M-09	1.0	-	Grossstörung Swisscom-Netz Raum Mühleberg
G-03	1.8	-	Kommunikationsunterbruch
L-10	5.7	-	Kommunikationsunterbruch
M-12	149.2	149.2	Stromunterbruch infolge Besitzerwechsels am Standort
G-03	2.2	-	Kommunikationsunterbruch
M-12	6.0	-	Kommunikationsunterbruch
L-01	13.2	-	Defekter DSL-Router infolge Blitzschlags
M-12	7.2	-	Kommunikationsunterbruch
M-04	4.2	-	Kommunikationsunterbruch
G-05	1.2	-	Kommunikationsunterbruch
B-04	1.5	-	Datenlogger
B-05	2.5	-	Umbauarbeiten
B-07	17.0	17.0	Stromausfall
B-04	104.8	104.8	Verlegung Sondenstandort

Wartungsarbeiten und eine defekte Festplatte des zentralen Disksystems verursachten Ausfälle der MADUK-Zentrale von insgesamt 24.6 Stunden. Ein Problem bei der Vorbelegung des Kurzzeitarchivs verhinderte Ende Jahr während 121 Stunden die Archivierung der ANPA-Daten. Die Daten standen aber für das Analyse-Tool ADAM jederzeit zur Verfügung.

Im dritten und vierten Quartal fiel der Datenimport und -export während insgesamt rund 7 Stunden aus. Weitere relevante Störungen mit der Dauer von etwa einem Tag waren beim Datenimport von der Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg zu verzeichnen.

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

Die Jahresverfügbarkeit des Gesamtsystems MADUK lag im Jahr 2010 bei 99.7%. Die Datenverfügbarkeit im Archiv für alle MADUK-Stationen beträgt für das Jahr 2010 99.94%.

Qualitätssicherung

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

In Anlehnung an die „Empfehlungen zur Sicherstellung der Messdatenqualität von Umgebungs-dosimetriesystemen“ 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 Genauigkeitstests geprüft. Bei den Genauigkeitstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer 460 kBq ¹³⁷Cs-Quelle werden erhöhte Werte bei jeder Sonde während ca. 40 Minuten produziert und mit Sollwerten verglichen. Gleichzeitig wird diese Sonden-funktionskontrolle auch für die Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung sowie der Alarmauslösung gemäss den festgelegten Schwellwerten benutzt. Im Jahr 2010 wurden zwei Funktionskontrollen durchgeführt. Diese zeigten die

einwandfreie Funktion aller Sonden. Die Archivierung funktionierte ebenfalls einwandfrei. Bei der Alarmierung konnten am frühen Morgen des 20. August keine Pager-Meldungen abgesetzt werden. Die Meldungen im restlichen Zeitraum der Funktionsprüfungen wurden korrekt abgesetzt.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden Messungen mittels in-situ-Gammaspektrometrie im Feld durchgeführt. 2010 wurden Messungen an den Sondenstandorten der Messringe Beznau und Mühleberg durchgeführt. Die Messwerte lagen im Bereich der früheren Jahre.

Messergebnisse

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

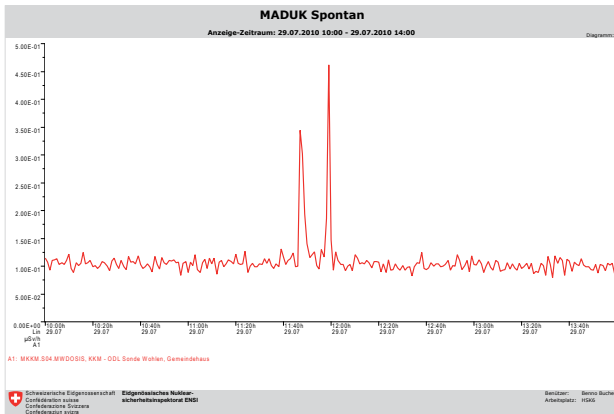
In Rahmen der jährlichen Überprüfungskampagne der NADAM Sonden wurde beim Personalrestaurant des PSI durch die dort positionierte MADUK-Station B-11 für eine halbe Stunde erhöhte Werte registriert. Das heisst, die Maduksonde sieht die bei der NADAM-Eichung verwendete ¹³⁷Cs Quelle. Der Maximalwert betrug 3.27 µSv/h. An den übrigen NADAM-Standorten, an denen sich auch MADUK-Sonden befinden, wird eine Ringquelle für die Überprüfung benutzt. Diese verursacht keine wesentlichen Erhöhungen an den MADUK-Sonden.

Tabelle 2:

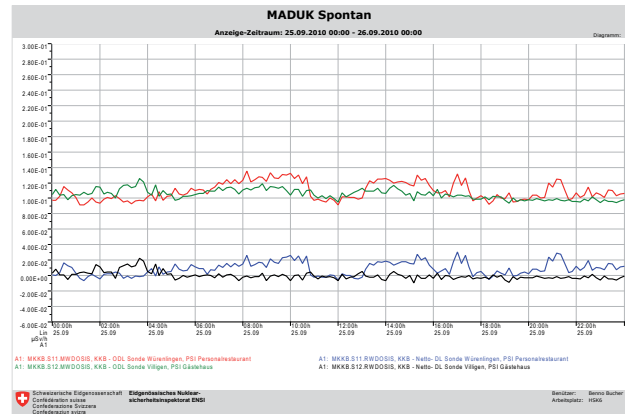
Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2010.

Datum	Station	Dauer [h]	Max. NDL [nSv/h]	Max. ODL [nSv/h]
25. 01. 17:50	L-06	0.7	63	160
09. 02. 23:00	L-06	0.2	51	152
13. 05. 19:40	L-06	0.3	55	148
04. 07. 04:00	B-11	0.5	78	206
04. 07. 04:00	B-12	0.5	83	215
12. 07. 18:50	M-04	0.5	60	163
22. 07. 00:20	L-03	0.8	56	189
29. 07. 11:50	M-04	0.3	63	162

In der Tabelle 2 sind alle Ereignisse aufgelistet, bei denen der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h überschritten wurde. Alle registrierten Erhöhungen mit Ausnahme der Erhöhung vom 29. Juli bei der Station M-04 waren auf Washout-Effekte in der Folge lokal begrenzter Starkregen zurückzuführen. Ein Zusammenhang mit dem Betriebsverhalten der Kernanlagen konnte nicht hergestellt werden.



Figur 2:
Verlaufskurve der 1-Minutenwerte ODL Werte der Station M-04 am 29.7.2010 zwischen 10:00 und 14:00 Uhr.



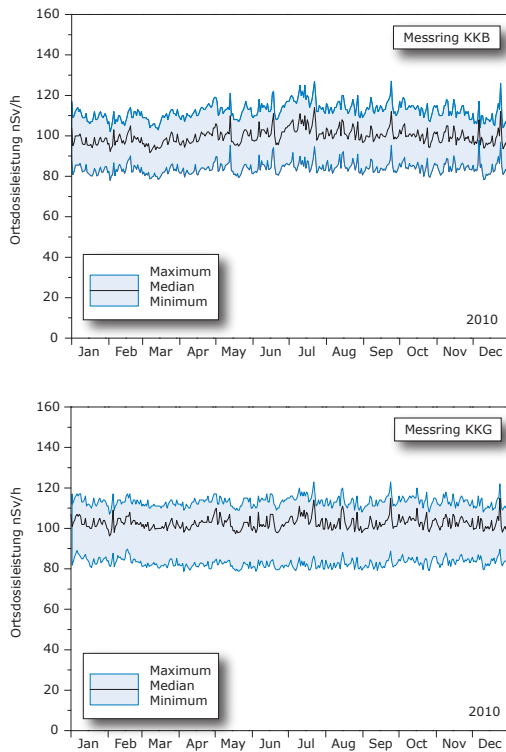
Figur 3:
Die rote und die grüne Kurve zeigen den Verlauf der Ortsdosisleistung der Stationen B-11 bzw. B-12, die blaue und die schwarze Kurve den Verlauf der entsprechenden Nettodosisleistungen.

Am 29. Juli zwischen 11:50 und 12:00 Uhr wurde an der Station M-04 während 20 Minuten der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h verletzt. Die maximale Nettodosisleistung betrug 63 nSv/h und die maximale Ortsdosisleistung 162 nSv/h. Der Verlauf der Ortsdosisleistung wies nicht auf einen Washouteffekt hin. Eine Analyse der 1-Minutenmesswerte zeigte (Figur 2) zwei sehr kurze Peaks um 11:47-11:48 (343 bzw. 301 nSv/h) und 11:59 Uhr (461 nSv/h). Da sich die Sonde in der Nähe eines Parkplatzes befindet, könnte die Ursache der Erhöhung in den Bewegungen auf dem Parkplatz zu finden sein (Radioaktiver Transport, Person aus Radiotherapie).

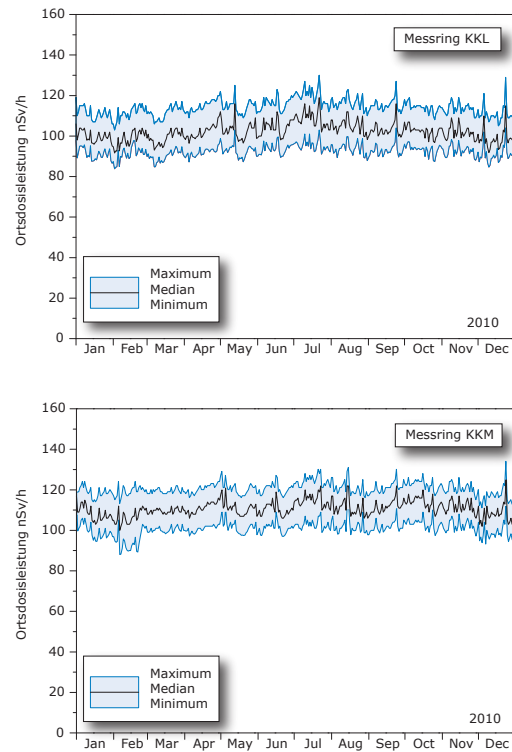
Bei den Stationen B-11 (PSI Personalrestaurant Oase) und B-12 (PSI Gästehaus) wurden aufgrund der besseren Sondentechnik vermehrt bei bestimmten Wetterlagen erhöhte Ortsdosisleistungen gemessen (Figur 3). Die entsprechenden Nettodosisleistungen erreichten teilweise mehr als 20 nSv/h. Die Erhöhungen sind nicht auf Washout natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Zusätzliche Messungen des PSI mit einer Reuter-Stokes Ionisationskammer und hochauflösender Gammaskpektrometrie bestätigten die Messwerte. Mit diesen Messungen konnten die Abgaben über die Fortluftanlage des PSI-West anhand der Gammalinie bei 511 keV als Ursache für die Erhöhungen identifiziert werden. Diese Gammalinie tritt bei den kurzlebigen Positronenstrahlern auf, die den Hauptanteil der Abgaben beim PSI-West ausmachen. Die Ergebnisse wurden in einer technischen Mitteilung des Paul Scherrer Instituts dokumentiert.

Das Beispiel zeigt, dass mit der Methode der Nettodosisleistung bereits geringe und aus der Sicht des Strahlenschutzes unbedeutende Erhöhungen erkannt werden können.

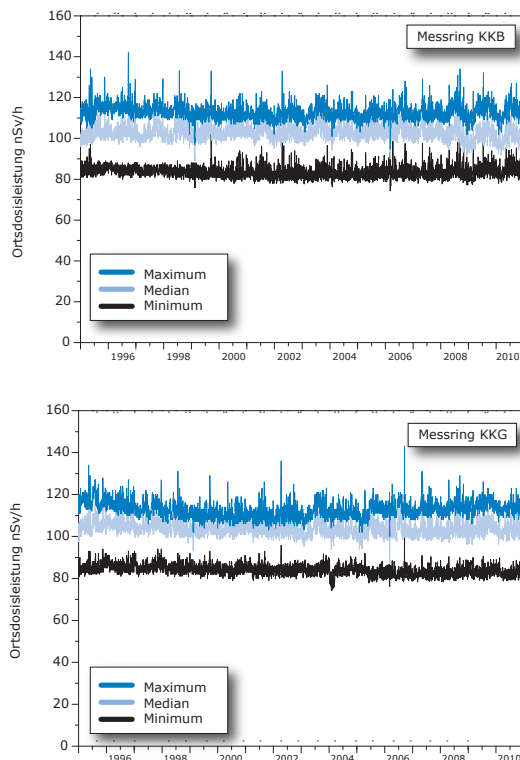
Die Figuren 4 und 5 zeigen die Maxima, die Minima und die Mediane der Tagesmittelwerte im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke. Die Werte liegen im normalen Schwankungsbereich der letzten 16 Jahre (Figuren 6 und 7).



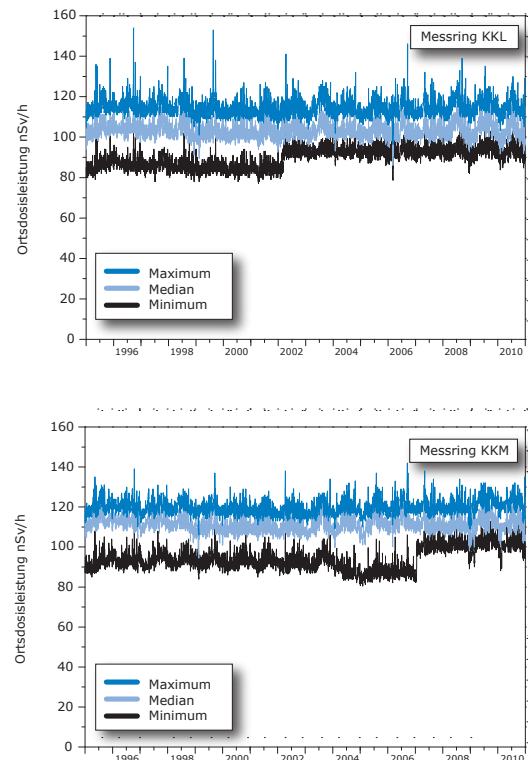
Figur 4:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG.



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



Figur 6:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB und KKG für die Jahre 1995 bis 2010.



Figur 7:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKL und KKM für die Jahre 1995 bis 2010. Die Sprünge in den Minima-Werten sind darauf zurückzuführen, dass Sonden, die sich auf Dächern befanden, auf den Boden versetzt wurden (bei KKL bei der Station L-05, bei KKM bei der Station M-04).

8.4

Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

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

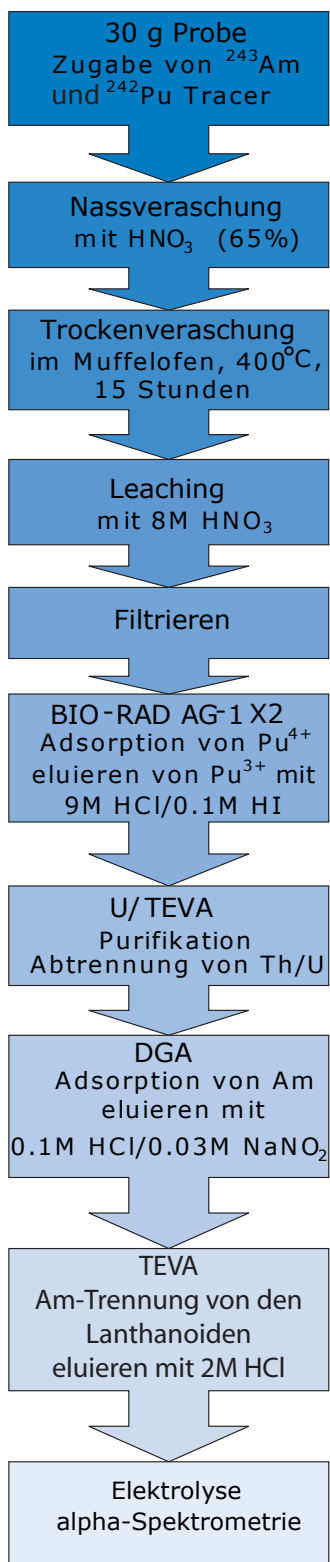
Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen

Zusammenfassung

Im Rahmen der Immissionsüberwachung führt das PSI seit 14 Jahren Radionuklidmessungen sowohl an Waldbodenproben als auch an Staubfangplatten aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Das Vaseline auf den Staubfangplatten wird γ -spektrometrisch ausgewertet (^{241}Am , ^{137}Cs). Bei den Bodenproben folgt nach der γ -spektrometrischen Messung eine radiochemische Trennung zur Bestimmung reiner α - und β -Strahler (^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm). Die typischen Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}\text{Pu}$ liegen zwischen 0.2 und 0.8 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 fissiogenes ^{90}Sr etwas höher sind (2 - 5 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (30 - 70 Bq/kg). Die konstanten Isotopenverhältnisse von $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.03) und $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.4) zeigen deutlich, dass die gemessenen Werte für die Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren zuzuschreiben sind. Auf den Staubfangplatten konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.

Einleitung

Das Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken wurde vor 12 Jahren 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 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 über Analysemethoden in Figur 1 und [1]). Diese Analysen dienen 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 Tschernobyl-Ereignis. Seit der Durchführung dieser Studie werden im Routinebetrieb einmal jährlich an 4 Beprobungs-Punkten Waldbodenproben aus der oberen Schicht (0 - 5 cm) erhoben und im Labor auf ihren Radionuklid-Gehalt untersucht. Für die kontinuierliche Überwachung des Luftpfades wurden 4 Staubfangplatten an der Umzäunung der ZWILAG angebracht. Diese Platten werden monatlich ausgewechselt und die Aktivitäten der Radioisotope ^{241}Am , ^{137}Cs bestimmt.



Figur 1:
Schematische Darstellung des radiochemischen Trennverfahrens für Pu und Am in Bodenproben.

Radiochemische Trennmethoden

Der Boden wird zunächst getrocknet, gesiebt und in ca. 30 g schwere Aliquots gesplittet. Vor der Analyse werden ²⁴³Am- und ²⁴²Pu-Tracer hinzugegeben. Nach der Trockenveraschung wird die Probe in 8 M HNO₃ unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in die wässrige Phase transferiert werden. Die wässrige Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Die Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonnen (Bio-Rad 1-X2, 100-200 mesh) gegeben. Durch Zugabe von HCl und HNO₃-Waschlösungen werden potentiell bei der α -Spektrometrie interferierende, natürliche Radionuklide abgetrennt (z.B. α -Emission von ²²⁸Th und ²³⁸Pu bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion durch Reduktion von Pu⁴⁺ zu Pu³⁺ mit einer HI-Lösung eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonnen gelaufene Fraktion mit Am und Cm wird über 2 zusammengesteckte Kolonnen geführt, einer U/TEVA™-Kolonnen zur Retention von U und Th und einer DGA™-Kolonnen, die Am und Cm absorbiert. Die Eluation von Am/Cm erfolgt mit einer salzsauren NaNO₂ Lösung. Da Am in sehr geringe Konzentration vorliegt, ist die Trennung von den Lanthanoiden, mit einer TEVA-Säule notwendig. Die Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft und in einer NaSO₄-NaHSO₄-Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird [2]. Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 2 Tage mit hochauflösender α -Spektrometrie gemessen (Details in [1]).

Staubfangplatten

4 Staubfangplatten, eine pro Himmelsrichtung, wurden an der Umzäunung der ZWILAG befestigt (Figur 2). 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. ¹³⁷Cs und ²⁴¹Am.



Figur 2:
Staubfangplatte (ZWILAG)

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 die 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 0.25 und 0.8 Bq/kg, diejenigen von ^{241}Am zwischen 0.2 und 0.3 Bq/kg. In Spuren ist noch ^{238}Pu nachweisbar (0.01 - 0.08 Bq/kg), während die Werte für fissiogenes ^{90}Sr etwas höher sind (2 - 5 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (23 - 70 Bq/kg). Ein Grund hierfür ist der zusätzliche Beitrag von Fallout-Caesium aus dem Tschernobyl-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 [1,3]. Tabelle 1 zeigt den Vergleich der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope der letzten Jahre. Während für ^{137}Cs noch eine geringfügige Abnahme beobachtet werden kann, sind die Aktivitätskonzentration der anderen anthropogenen Radioisotope bereits so tief, dass aufgrund der mess-statistischen Schwankungen keine Trends mehr auszumachen sind. Verglichen mit den ersten Messungen zeigt sich deutlich abnehmender Trend für das anthropogene Radionuklid ^{137}Cs von ca. 100 - 150 Bq/kg (im Jahr 1997) auf ca. 30 - 70 Bq/kg (2010). Die Abnahmen für die anthropogenen Radioisotope ^{90}Sr und $^{239+240}\text{Pu}$ sind ähnlich signifikant. So sanken die Aktivitätskonzentrationen für ^{90}Sr von 6 - 10 Bq/kg auf 2 - 4 Bq/kg und diejenigen für $^{239+240}\text{Pu}$ von 0.4 - 0.9 (1997) auf 0.2 - 0.8 im Jahr 2010. Ebenfalls in Tabelle 1 sind die Werte für ^{226}Ra (als Mass für natürlich vorkommendes, primordiales ^{238}U) und ^{228}Ra (als Mass für ^{232}Th). Diese Werte liegen konstant zwischen 20 - 40 Bq/kg und zeigen keinen Trend mit der Zeit, da diese Radionuklide fest in den Kristallgittern der Bodenminerale eingebaut sind. Wenn man die Aktivitätskonzentrationen über die spezifischen Aktivitäten in Massenkonzentrationen umrechnet, ergeben sich für ^{238}U 2 - 3 ppm und für ^{232}Th 5 - 7 ppm, d.h. typische Werte für Böden und Gesteine der Erdkruste.

Tabelle 1:

Wertebereich für anthropogene Fallout-Isotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) und natürlich vorkommende terrestrische Isotope (^{226}Ra , ^{228}Ra) im Verlauf der letzten Jahre (2008 - 2010) in Bodenproben. Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

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

⁽¹⁾ Die Halbwertszeit von ^{134}Cs beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2008 - 2010 nicht mehr nachgewiesen werden.

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

Literaturliste

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

8.5

Les installations nucléaires et l'environnement

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

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

Résumé

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2010. Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt et ^{54}Mn dans les eaux et les sédiments). La contribution du rayonnement direct a également été détectée en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois restées nettement au-dessous des limites réglementaires et donc, sans conséquences pour la santé.

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

Introduction

Ce chapitre présente une vue d'ensemble des analyses effectuées aux environs des installations nucléaires et une évaluation de l'impact de ces installations sur l'environnement. Les détails de chaque type d'analyse sont traités dans d'autres chapitres de ce rapport comme indiqué dans le tableau 1.

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 (IRA) à Lausanne (mesures alpha et

bêta), du Laboratoire Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{14}C , ^3H et ^{85}Kr) et du LfU (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 immersions au voisinage des installations nucléaires.

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
Mesures in situ	Ch. 3.1
Sol et herbe (γ , ^{90}Sr)	Ch. 4.4
Sol (Pu, ^{241}Am)	Ch. 7.2
^{14}C dans les feuillages	Ch. 7.1
Denrées alimentaires	Ch. 5
Milieu aquatique - émetteurs γ	Ch. 4.3
Fleuve (Aar/Rhin) - ^3H	Ch. 4.1, 7.1

Un impact mesurable des centrales nucléaires étant difficile à mettre en évidence, l'estimation de la dose au public repose avant tout sur le calcul à partir des émissions des installations. En effet, les niveaux de radioactivité à la source permettent une détection aisée et plus exhaustive des radionucléides rejetés. Leur impact sur l'environnement et l'homme résulte ensuite de la modélisation de leur transfert, basée sur des hypothèses conservatrices. En complément, les mesures dans l'environnement servent à vérifier ces modèles et à établir un bilan local réaliste de la radioactivité naturelle et artificielle.

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

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 2010 (voir aussi Chap. 8.1).

En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses par rapport à la valeur directrice liée à la source, fixée à 0.3 mSv par an pour les centrales nucléaires (γ compris

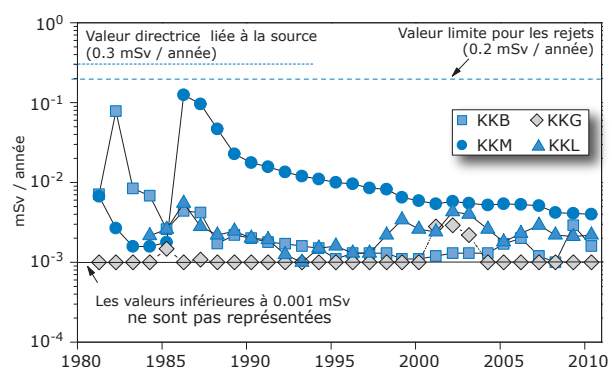


Figure 1:

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 2010 (Données IFSN) et comparaison avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an¹.

¹ La valeur directrice de dose liée à la source de 0.2 mSv/an utilisée jusqu'en 2004 ne tenait compte que de la contribution des rejets. La valeur directrice de dose de 0.3 mSv/an, comprend, quant à elle, à la fois la contribution des rejets et du rayonnement direct.

rayonnement direct). La contribution majeure à la dose d'irradiation provient des rejets atmosphériques: essentiellement du ^{14}C , avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

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 montré que la contribution du rayonnement direct était clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi qu'au PSI mais que toutes les installations avaient respecté les valeurs limites en 2010. Rappelons que la valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixée à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit.

L'OFSP effectue également des mesures de débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m au-dessus du sol dans un voisinage plus étendu. La figure 2, illustrant les résultats de ces mesures, montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle enregistrée à Fribourg, située hors de leur influence. Il est intéressant de remarquer

que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevées mesurées sur trois sites des environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration plus élevée en ^{40}K (naturel) dans les sols en ces endroits (cf. Figure 4).

Mesures dans le milieu atmosphérique

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

Les résultats des mesures 2010 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 0.2 et 4.3 et entre 0.1 et 1.0 mBq/m³ (mesures OFSP et PSI). Le ^{137}Cs , attribuable à la remise en suspension d'anciennes contaminations dues aux essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi qu'à l'accident de Tchernobyl, est le seul radionucléide d'origine artificiel mis en évidence dans ces échantillons (valeurs comprises entre <0.6 et 1.3 µBq/m³ pour les filtres analysés à l'OFSP, les activités du ^{137}Cs étant toutes inférieures à la limite de détection de 10 µBq/m³ pour les échantillons mesurés au PSI). Comme l'année précédente, aucune trace de ^{60}Co n'a été observée dans les filtres aérosols des environs de KKM. Rappelons que l'origine suspectée de ces traces de ^{60}Co avant 2009 était la contamination accidentelle des filtres après exposition, alors qu'ils transitaient par l'intérieur de la centrale avant leur envoi pour analyse. La procédure de prélèvement mise en place en 2009 a donc porté ses fruits.

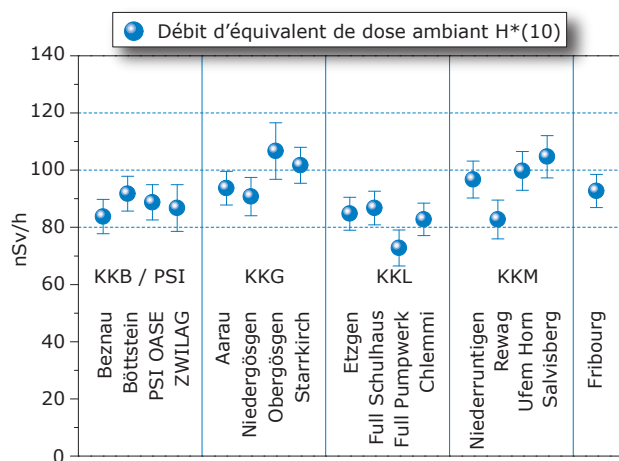


Figure 2: Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectués en 2010 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre de comparaison.

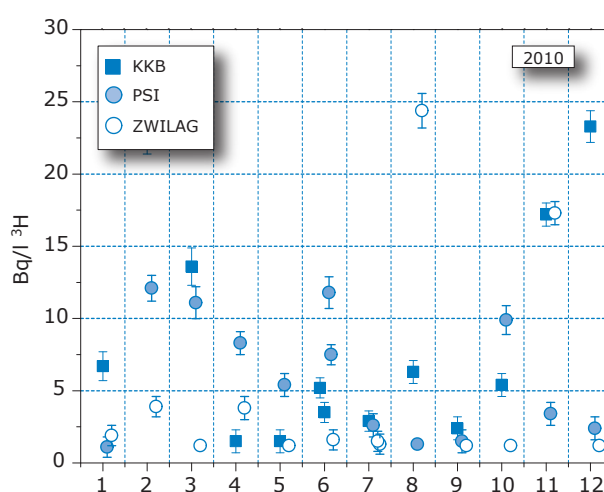


Figure 3: Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage de la centrale nucléaire de Beznau, du PSI ainsi que du Zwilag en 2010.

A l'exception des traces sporadiques de ^{137}Cs (valeurs comprises entre <0.3 et 1.1 mBq/l; attribuable aux dépôts après l'accident de Tchernobyl), aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen et Beznau ni dans ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG au cours de l'année 2010.

Les résultats des mesures du tritium (^3H), radionucléide directeur dans les précipitations, dans les échantillons mensuels des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 2. Les concentrations mensuelles de ^3H enregistrées en 2010 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt sont restées proches de celles enregistrées dans des stations de référence situées hors influence de ces installations.

Le suivi mensuel des concentrations du ^3H pour les stations de Beznau (PWR KKB), du PSI et du ZWILAG est représenté sur la figure 3. Cette dernière montre que les concentrations sont généralement restées faibles avec ponctuellement des valeurs plus élevées. A noter que les maxima enregistrés dans les différentes stations ne présentent pas de corrélation, quand bien même celles-ci sont situées dans un rayon de quelques km seulement. Toutes ces valeurs sont par ailleurs nettement inférieures à la valeur limite d'immission fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public ($12'000$ Bq/l pour le ^3H).

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}C . Les mesures de ce radionucléide dans les feuillages, poursuivies depuis de nombreuses années par l'université de Bern, ont ainsi mis en évidence en 2010 une augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 150 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques μSv .

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

Tableau 2:

Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2010.

Lieu	Valeur min/ max	Médiane
	(Bq/l)	(Bq/l)
Niederruntingen (environs KKM) Mesures OFSP	0.9 - 4.9	1.75
Niedergösgen (environs KKG) Mesures OFSP	1.1 - 3.5	1.80
Full (environs KKL) Mesures OFSP	1.1 - 6.7	3.55
Beznau (environs KKB) Mesures PSI	1.5 - 23.3	8.60
PSI Mesures PSI	1.1 - 12.1	6.00
ZWILAG Mesures PSI	1.2 - 24.4	4.75

Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe et le sol, qui constitue un excellent intégrateur de pollution et permet de tenir compte des phénomènes d'accumulation à long terme. Les résultats 2010 enregistrés pour les échantillons de sol et de plantes prélevés au voisinage des installations nucléaires montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine nettement 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 4 présente à titre d'exemple la contamination rémanente en ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires en 2010.

Afin de caractériser les sites du point de vue des contributions individuelles à l'exposition externe du public, l'OFSP procède depuis les années 80 à des mesures par spectrométrie gamma in situ. Les résultats correspondants montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Notons ainsi qu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence en dehors du ^{137}Cs .

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les aliments, coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux, n'ont pas révélé de marquage attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires. Les mesures additionnelles de l'OFSP, en particulier

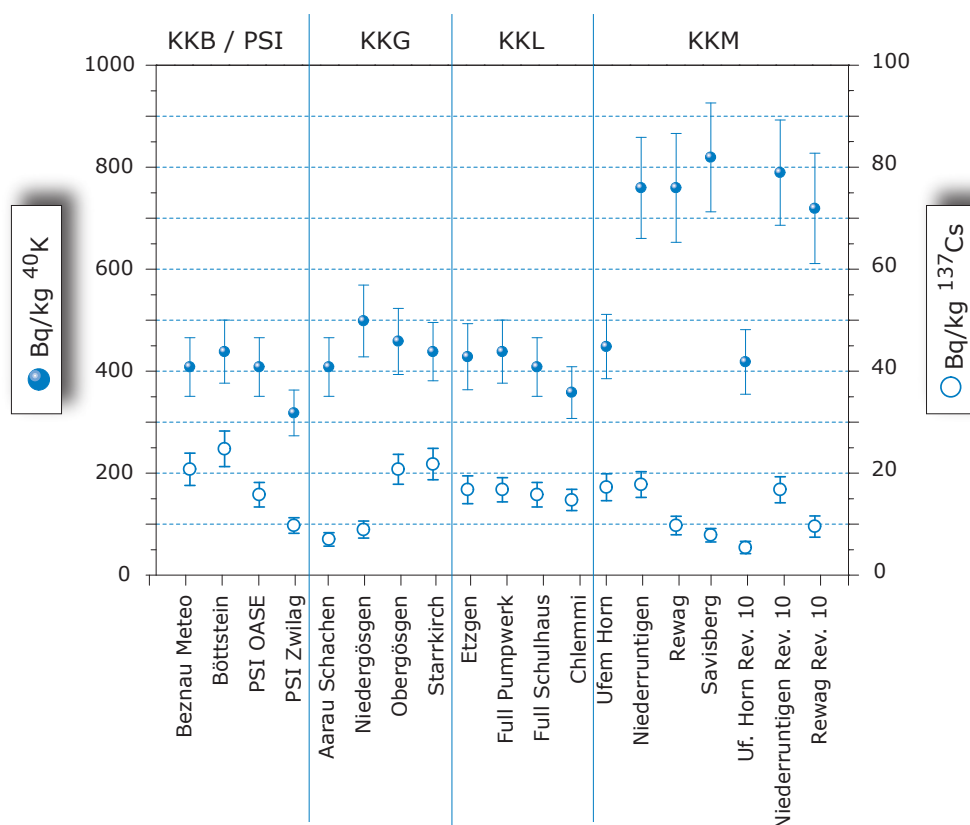


Figure 4: ^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2 mm) analysés par l'OFSP en 2010 (couche 0 - 5 cm).

celles du programme germano-suisse au voisinage de Leibstadt dans les produits agricoles et les poissons ont confirmé ce constat, puisqu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été décelé dans ces échantillons. Les résultats des mesures de ^{90}Sr effectuées par l'IRA dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ne se distinguent pas de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse.

Mesures dans le milieu aquatique

Les analyses des échantillons mensuels des eaux de l'Aar et du Rhin, effectuées par l'EAWAG, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets liquides des centrales nucléaires, principalement le ^{60}Co et le ^{54}Mn provenant de Mühleberg ainsi que le ^{58}Co issu de Mühleberg et de Beznau. Les rejets les plus importants ont eu lieu aux mois d'août et septembre, pendant la période de révision. C'est aussi durant ces mois que les concentrations maximales ont été enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Hagneck/BE en aval de KKM.

Le ^{137}Cs , également présent dans les échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, est essentiellement dû à la remobilisation des dépôts de Tchernobyl; il n'existe ainsi pas de corrélation, pour cet isotope, entre les activités rejetées par les centrales et les

valeurs mesurées dans les eaux.

Les activités rejetées dans le milieu aquatique par les installations nucléaires ont encore diminué en 2010 par rapport aux années précédentes. La mise en service définitive d'un système de nanofiltration en 2007 à la centrale de Beznau a permis de réduire les rejets d'un facteur 30 pour le ^{58}Co et d'un facteur 10 pour le ^{60}Co entre 2006 et 2010. Ceci s'est traduit par une diminution significative des concentrations enregistrées dans les échantillons d'eaux. Ainsi, en 2010, les activités du ^{60}Co , ^{58}Co et du ^{54}Mn enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Klingnau/AG (en aval de KKB) étaient souvent inférieures à la limite de détection.

Dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck, les radionucléides tels que le ^{54}Mn , le ^{58}Co et le ^{60}Co ainsi que le ^{137}Cs sont clairement mesurables. Si le ^{137}Cs se retrouve également dans tous les échantillons de sédiment de l'Aar et du Rhin, le ^{54}Mn et les isotopes du cobalt sont présents uniquement sous forme de traces sporadiques.

Des traces de ^{60}Co , ^{54}Mn et de ^{137}Cs ont également été mises en évidence dans des échantillons de mousse prélevés début avril dans l'Aar, en aval de

Mühleberg et à Pratteln après la période de révision. Seul du ^{137}Cs a pu être décelé dans les mousses prélevées début juin à Klingnau. Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar en aval de KKM, KKG et KKB en 2010 n'ont en revanche pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

Les concentrations mensuelles de ^3H enregistrées en 2010 dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2 Bq/l à l'exception de la période avril-mai, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (4 - 6 Bq/l) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens (site soustrait à la législation sur les installations nucléaires)

Deux prélèvements d'eau sont effectués au début et à la fin de chaque mois dans le bassin de contrôle (intérieur de la centrale) et dans la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA. Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie γ . Aucun émetteur gamma artificiel n'a été détecté en 2010. Les résultats montrent en effet que les activités du ^{60}Co , ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs sont restées inférieures aux limites de détection de 0.3 à 1.5 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de l'activité du tritium mesurées en 2010 dans les échantillons de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle s'élèvent à 11.2 Bq/l et 11.8 Bq/l respectivement. Notons encore que l'activité de l'eau de référence (eau robinet IRA) ne dépasse pas la limite de détection de 2 Bq/l.

Pour la mesure du ^{90}Sr , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Les activités de tous les échantillons étaient inférieures à la limite de détection de 5 mBq/l.

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement est resté faible en 2010. La détection du rayonnement direct, du ^{14}C issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue.

Les doses résultant du fonctionnement des centrales nucléaires pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires et le risque lié à l'exploitation de ces installations du point de vue de la santé s'est avéré insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 1, les calculs effectués par l'IFSN à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des centrales nucléaires n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an et s'est situé en 2010, en tenant compte des rejets des années précédentes, entre 0.001 et 0.006 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

Les calculs de dose effectués de manière indépendante par le PSI et les autorités ont montré que les doses pour la population avoisinante étaient également restées nettement inférieures à la valeur directrice liée à la source fixée à 0.15 mSv/an pour le centre de recherche.

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 BERN

J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus

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

Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par 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 2010 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radioisotopes, produits dans les installations du centre de recherche, ont pu être détectées, les activités maximales enregistrées sont restées nettement inférieures aux limites suisses et leur impact radiologique peut être considéré comme très faible.

Programme de surveillance de l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN de manière indépendante par les mesures suivantes (territoire suisse uniquement, à l'exception de la dosimétrie d'ambiance):

- Dosimétrie d'ambiance du rayonnement gamma ainsi que des neutrons sur une base trimestrielle (13 dosimètres à thermoluminescence – TLD-évalués par l'IRA) et mesures instantanées de l'équivalent de dose ambiant effectuées par l'OFSP sur 9 sites limitrophes du CERN et 9 sites de référence distants.
- Aérosols (mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR avec compensation du rayonnement naturel et spectrométrie gamma hebdomadaire des filtres d'un collecteur à haut débit).
- Eaux du Rhône à Chancy (mesures gamma et tritium) et du Nant d'Avril (mesures spectrométriques de l'eau et des sédiments effectuées par l'Institut Forel).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que végétaux et certains produits locaux (comme le ^3H dans le vin).

Programme spécifique «LHC»

Les premières expériences de collision de faisceaux de protons au sein du LHC (Large Hadron Collider) ont été réalisées à la fin de l'année 2009; celles-ci se sont poursuivies en 2010. Des mesures de surveillance complémentaires focalisées au voisinage des puits d'aération du LHC côté suisse, ont donc été mises en œuvre par l'OFSP en 2010 afin d'évaluer l'impact éventuel du LHC sur l'environnement et la population avoisinante.

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 2010, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français). Par ailleurs, en plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée.

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP, n'ont pas signalé de valeur indicative d'un impact notable des installations du CERN pour les emplacements situés à l'extérieur de la clôture. En effet, pour les 8 sites concernés, les équivalents de dose ambiants correspondent à ceux de l'irradiation naturelle (0.01 à 0.02 mSv par trimestre pour les neutrons et environ 0.2 mSv par trimestre pour les gammas).

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) au printemps 2010 sur 9 sites du voisinage proche du CERN et 9 sites distants ont confirmé ce constat. Les valeurs du débit d'équivalent de dose ambiant ($H^*(10)$) dû au rayonnement gamma se sont ainsi échelonnées entre 81 et 100 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes: 87 ± 4 nSv/h; moyenne des sites distants 88 ± 6 nSv/h).

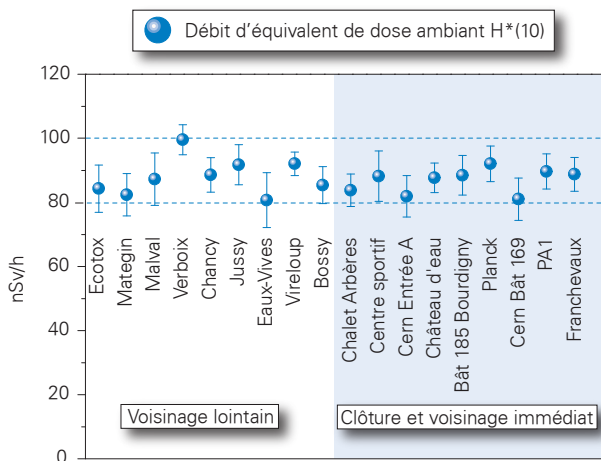


Figure 1: Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2010 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

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. 4.1) n'a pas signalé d'anomalie en 2010. Depuis 2007, un moniteur d'iode est également installé sur le site du CERN, pour la surveillance de l' ^{131}I gazeux. Aucune valeur supérieure à la limite de détection de 0.1 Bq/m^3 n'y a été enregistrée.

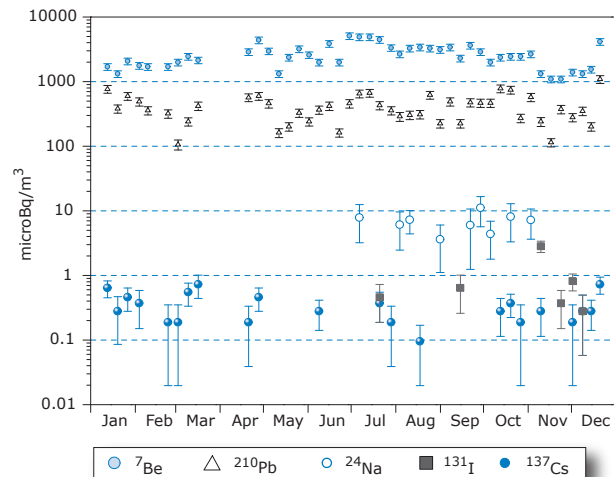


Figure 2: Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2010.

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols à haut débit (HVS) du CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que ^7Be et ^{210}Pb (cf figure 2). Le cas du ^7Be est toutefois particulier de par sa double origine: naturelle et anthropogénique (production dans les tunnels du CERN). Le tableau 1 montre que les concentrations de ^7Be mesurées en 2010 dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se sont toutefois pas notablement distinguées de celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence. Notons qu'au printemps 2010, le collecteur à haut débit du CERN a connu des problèmes de fonctionnement. Les filtres ont tout de même été analysés à titre indicatif, mais les résultats correspondant n'ont pas été pris en compte pour les évaluations du tableau 1 et ne sont pas représentés sur la figure 2. Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, ont été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre 0.1 et $1 \mu\text{Bq/m}^3$).

Tableau 1:
Concentrations du ⁷Be mesurées en 2010 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les stations situées hors influence.

Station de collec- tion à haut débit	Valeur min/ max	Moyenne
	(mBq/m³)	(mBq/m³)
CERN (Meyrin/GE)	1.4 – 6.8	3.5
Oberschrot/FR	1.3 – 7.4	3.6
Klingnau/AG	0.6 – 6.4	3.1
Güttingen/TG	1.1 – 6.8	3.2
Monte Ceneri/TI	0.9 – 7.5	3.6

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ¹³⁷Cs (valeur maximale de 0.8 ± 0.2 µB/m³) dues à la remise en suspension d'anciennes contaminations (retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et de l'accident de Tchernobyl) ont été détectées à plusieurs reprises.

Les seuls radioisotopes attribuables aux activités du CERN sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols sont le ²⁴Na et le ¹³¹I (valeurs comprises entre 4 et 13 µBq/m³ et entre 0.3 et 3.2 µBq/m³ respectivement). Ces radionucléides, d'une demi-vie de 15 h pour le ²⁴Na et de 8 jours pour le ¹³¹I, sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche (l'¹³¹I est uniquement produit par l'installation ISOLDE).

Notons encore que l'impact radiologique de ces traces de ²⁴Na et de ¹³¹I est tout à fait négligeable, puisque les concentrations les plus élevées enregistrées en 2010 pour ces radionucléides ne représentent qu'environ 0.000013% (pour le ²⁴Na) et 0.00012% (pour le ¹³¹I) 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.

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 2010 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN: la figure 3 montre en effet que les valeurs mesurées au voisinage du centre de recherche sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tel que Fribourg (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1). Les résultats de la mesure effectuée à Maisonnex, à proximité d'un point principal d'évacuation de l'air (PA1) du LHC, ne révèlent par ailleurs aucun im-

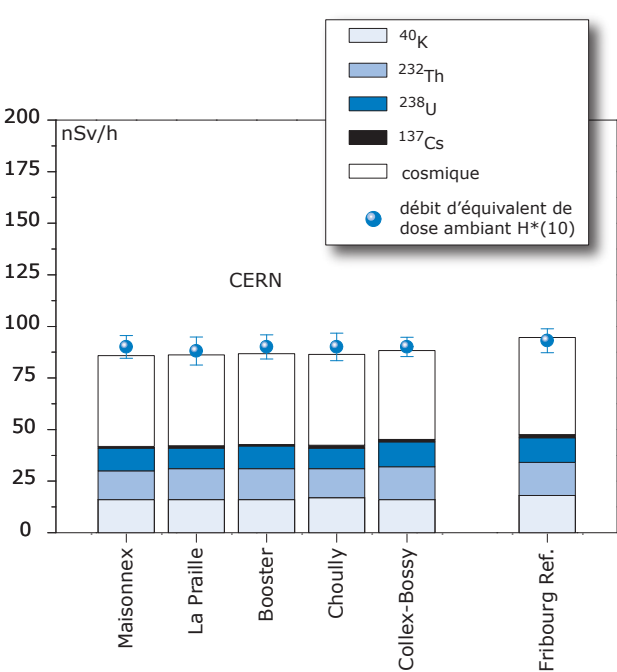


Figure 3:
Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2010, et comparaison avec les résultats obtenus à Fribourg.

pact notable du fonctionnement du collisionneur en termes d'exposition ambiante ou de production de radionucléides.

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

Mesures dans le milieu aquatique

Les échantillons mensuels d'eau du Rhône prélevés à Chancy/GE n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle. La valeur maximale de la concentration du tritium enregistrée dans ces mêmes échantillons s'est élevée à 1.2 ± 0.7 Bq/l. Ces concentrations sont parfaitement conformes à la normale.

Le programme de surveillance du Nant d'Avril conduit par l'Institut F.-A. Forel à l'initiative de l'OFSP depuis 1999 a été poursuivi. Les résultats

des mesures effectuées dans le cadre de ce programme pour la période novembre 2009 à novembre 2010 a fait l'objet d'un rapport spécifique¹.

En dehors du ^{40}K et des isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), 3 radioisotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau prélevés dans le Nant d'Avril.

Les activités maximales sont celles du ^7Be (maximum de $0.37 \pm 0.03 \text{ Bq/l}$), avec une moyenne de 0.15 Bq/l lorsque l'isotope est présent. Les plus fortes activités spécifiques de ^7Be sont mesurées entre les mois de juillet et d'octobre. Ces activités spécifiques maximales sont plus faibles que celles enregistrées les années antérieures. L'échantillonnage des eaux ayant été réalisé en fonction du débit, il est possible d'estimer le flux d'un isotope en multipliant les débits (exprimés en $\text{m}^3/\text{période}$) par l'activité spécifique du radionucléide. Le flux annuel estimé de ^7Be pour la période 2009 - 2010 est de 960 MBq au minimum et de $1'180 \text{ MBq}$ au maximum. Comme le montre la figure 4, ces valeurs se situent dans la moyenne inférieure des périodes de mesure précédentes. La contribution anthropogénique (CERN) du ^7Be est difficile à estimer. En 2005 l'utilisation des accélérateurs du CERN était particulièrement basse tandis que 2010 était l'année avec la plus grande utilisation jamais enregistrée (comm. P. Vojtyla). La correspondance des concentrations du ^7Be et de l'utilisation des accélérateurs ne se reflètent pas (figure 4).

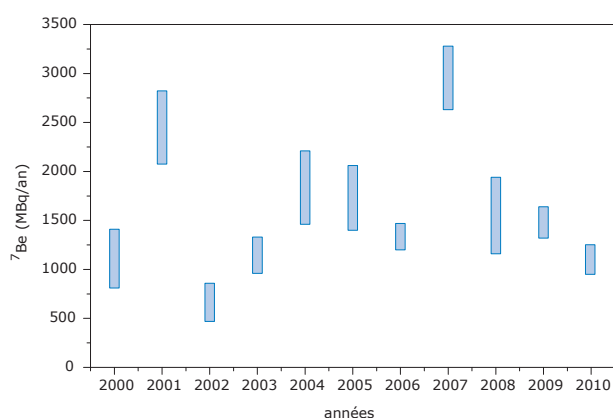


Figure 4: Estimation des flux annuels minimum et maximum de ^7Be dans le Nant d'Avril pour les années 2000 à 2010 (données provenant de l'Institut Forel).

Le deuxième radionucléide mis en évidence dans les eaux du Nant d'Avril est le ^{137}Cs (maximum de 4 mBq/l). Ce radionucléide a été détecté exclusivement sur les particules (mesuré sur les filtres), ce qui montre qu'il est fortement associé à celles-ci, malgré une acidification de l'échantillon. Le ^{137}Cs provient de l'érosion des sols, qui entraîne des particules contaminées par les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère (maximum des retombées en 1963 - 1964) et la catastrophe de Tchernobyl (1986).

Le troisième radionucléide est le ^{22}Na , détecté à deux reprises. Les activités spécifiques sont légèrement supérieures à la limite de détection, avec une valeur maximale de 5 mBq/l . La présence de ce radionucléide peut être attribuée aux activités du CERN. L'activité maximale du ^{22}Na mesurée dans les eaux du Nant d'Avril en 2010 ne représente toutefois que 0.008% de la limite d'immissions fixée par la législation suisse (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de ^7Be et de ^{137}Cs dans tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 2. L'activité spécifique maximale détectée dans les sédiments d'octobre 2010 est la valeur la plus élevée jamais enregistrée dans le cadre des suivis du Nant d'Avril. Une augmentation sensible de l'activité en ^{210}Pb est également observée dans cet échantillon ce qui laisserait supposer une origine naturelle à cette forte valeur. Notons encore que depuis la période 2004 - 2005, aucune trace de ^{54}Mn , de ^{65}Zn ou des isotopes de cobalt (^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co) n'a plus été détectée dans les sédiments du Nant d'Avril.

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 2009 à novembre 2010 (12 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
^7Be	315 - 4'600	1'050	670
^{137}Cs	3.1 - 22.7	7.9	6.0

Afin de mettre en évidence d'éventuelles augmentations des immissions radioactives dans le milieu aquatique dues au fonctionnement du LHC, des sédiments et des bryophytes ont par ailleurs été prélevés une fois au cours de l'année aux 8 principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par l'Institut Forel. Les activités mesurées dans

¹ J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport N°11 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2009 - Novembre 2010; Institut F.-A. Forel (Décembre 2010).

les échantillons de sédiments se sont échelonnées entre 37 et 729 Bq/kg pour le ^7Be et entre 3.2 et 24.3 Bq/kg pour le ^{137}Cs . Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en ^7Be variant entre < 70 et 1'900 Bq/kg et entre < 2 et 13.5 Bq/kg pour le ^{137}Cs . La comparaison de ces résultats avec ceux des années précédentes, alors que le LHC n'était pas en fonction (programme point zéro LHC), n'a pas révélé la présence de nouveaux radio-isotopes ni d'augmentation significative de l'activité des radionucléides présents.

En résumé, si l'on exclut le ^7Be dont la fraction produite par les installations du CERN est incertaine, le seul radionucléide attribuable aux activités du centre de recherche décelé dans le milieu aquatique en 2010 est le ^{22}Na . Les radioéléments produits par les installations du CERN tels que ^{65}Zn , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn , mis en évidence par le passé dans le Nant d'Avril, n'ont en effet 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 confirmé que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est resté très faible en 2010.

A l'image des examens in situ de la figure 3, l'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La détection de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN (^{24}Na , ^{131}I dans l'air ou ^{22}Na dans l'eau) n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesure d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radio-isotopes artificiels provenant des activités du CERN sont en effet nettement inférieures aux limites suisses et donc sans conséquence d'un point de vue radiologique.

8.7

Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

P. Vojtyla et F. Malacrida

CERN

Organisation européenne pour la recherche nucléaire

Unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement (HSE),

1211 Genève 23

Résumé

Les résultats du programme de surveillance du CERN combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a respecté la valeur directrice de 0.3 mSv/a pour l'année 2010. La dose effective délivrée aux membres du public a été inférieure à 0.013 mSv, soit <4.3% de la valeur directrice. Les concentrations de radionucléides dans tous les échantillons environnementaux sont restées inférieures à 4% des limites applicables. De fait, l'impact écologique du CERN a été négligeable.

Le CERN

Le CERN, l'Organisation européenne pour la recherche nucléaire, est l'un des plus grands et des plus prestigieux laboratoires scientifiques du monde. Il a pour vocation la physique fondamentale, la découverte des constituants et des lois de l'Univers. Il utilise des instruments scientifiques complexes pour sonder les constituants ultimes de la matière: les particules fondamentales. En étudiant ce qui se passe lorsque ces particules entrent en collision, les physiciens appréhendent les lois de la Nature. Les instruments qu'utilise le CERN sont des accélérateurs et des détecteurs de particules. Les accélé-

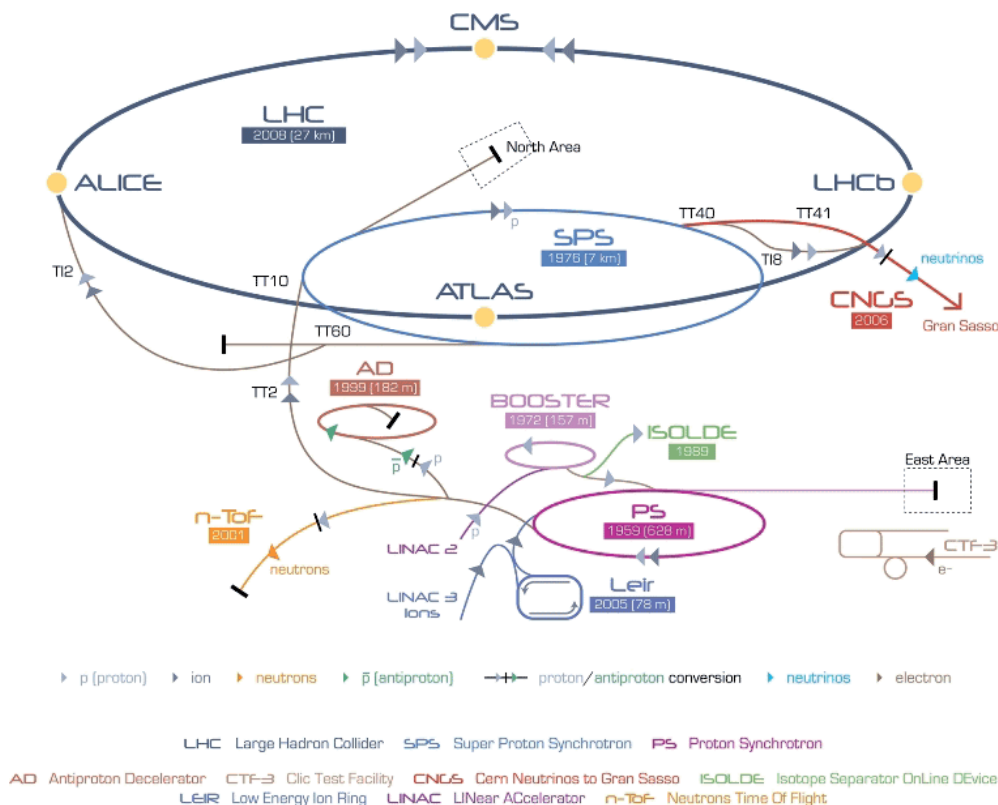


Figure 1:
Le complexe des accélérateurs du CERN (voir Glossaire).

rateurs portent des faisceaux de particules à des énergies élevées pour les faire entrer en collision avec d'autres faisceaux ou avec des cibles fixes. Les détecteurs, eux, observent et enregistrent le résultat de ces collisions.

Plusieurs accélérateurs sont situés sur site CERN ainsi que sous terre le long de la frontière franco-suisse, au nord-ouest de Genève. Les particules y sont accélérées puis transférées, via des tunnels, à des accélérateurs de plus hautes énergies ou à des zones expérimentales. Ce qui suit présente les installations susceptibles de générer un impact radiologique sur l'environnement. Pour l'année 2010, la configuration était la suivante (voir Figure 1) : le LINAC 2, situé en surface du site de Meyrin, prépare le faisceau pour le Proton Synchrotron Booster (PSB, surface, site de Meyrin), qui fournit l'expérience ISOLDE et le Proton Synchrotron (PS, surface, site de Meyrin). Le PS fournit du faisceau à trois zones expérimentales aussi situées sur le site de Meyrin, soit n-TOF, AD et East Hall. Il sert aussi d'injecteur au Super Proton Synchrotron (SPS), dont la majeure partie se situe en sous-sol côté France. Les protons accélérés par le SPS peuvent atteindre des énergies de 450 GeV et la majorité d'entre eux alimentent l'installation CNGS et les

zones expérimentales du site CERN de Prévessin (North Area) en France. Une fraction de ces protons est injectée dans les deux anneaux de stockage aux sens de rotation opposés du Large Hadron Collider (LHC). Les particules y atteignent une énergie de 3.5 TeV et circulent pendant plusieurs heures, durant lesquelles elles entrent en collision. Ces points de collision se situent aux milieux de quatre grands détecteurs : ATLAS, ALICE, CMS et LHC-b. Le LHC et ses détecteurs se situent profondément sous terre, majoritairement en France. Pour un complément d'information, se référer au site web du CERN www.cern.ch.

Aspects environnementaux

L'interaction de particules de hautes énergies avec la matière génère des radiations ionisantes et produit des nucléides instables, c'est-à-dire radioactifs. Ces interactions se produisent lorsque les particules en percutent d'autres ou percutent des cibles fixes, ainsi que lors d'accéléérations, d'extractions et de collimations des faisceaux. Les accélérateurs sont blindés et les plus puissants d'entre eux sont situés profondément sous terre, de manière à ce que seule

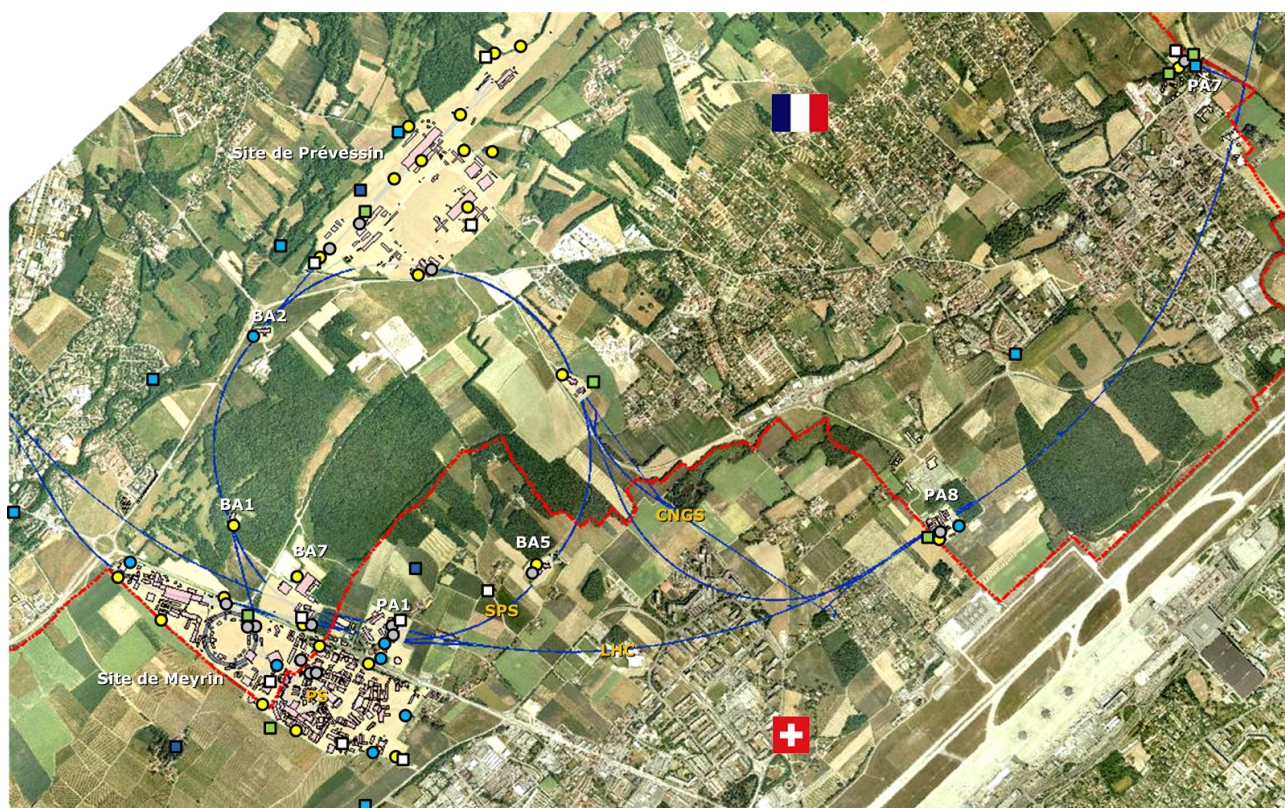


Figure 2: Région frontalière franco-suisse : sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS), de l'installation CERN Neutrinos to Gran Sasso (CNGS) et du Grand collisionneur d'hadrons (LHC), situation des stations de surveillance et lieux d'échantillonnage qui concernent le territoire suisse.

une fraction infime des rayonnements traverse ces protections; ce type de rayonnement est nommé rayonnement diffusé. Les tunnels des accélérateurs et les zones expérimentales nécessitent d'être ventilés et une fraction de la radioactivité produite dans l'air peut être émise dans l'atmosphère par le biais de cheminées. De manière similaire, l'eau de refroidissement des systèmes ainsi que l'eau d'infiltration des tunnels souterrains doivent être évacuées. Ces effluents peuvent contenir des substances radioactives. Les rayonnements diffusés, les rejets gazeux et les effluents sont surveillés en continu (voir ci-dessous).

En termes d'impact environnemental, le risque radiologique induit par des installations mettant en jeu des accélérateurs est très faible. Maintenir un faisceau de particules en orbite requiert une instrumentation parfaitement ajustée et la moindre dérive, un événement normal et récurrent, engendre des pertes concertées de faisceau. Ces écarts sont immédiatement détectés et, en fonction de leur amplitude, peuvent conduire à un arrêt automatique quasi instantané des machines. Les radionucléides produits sont des émetteurs gamma et beta de relativement courtes demi-vies et de faible radiotoxicité. Une contamination à long terme de l'environnement est donc impossible. Pour plus d'information, se référer au site : <http://environmental-impact.web.cern.ch/environmental-impact/fr/Radiation/Radiation-fr.html>.

Programme de surveillance

Le CERN, en tant que responsable de ses installations, se doit de réaliser son propre programme de surveillance environnemental, qui est élaboré en fonction des sources d'émission avérées et potentielles. Des stations de surveillance des rayonnements diffusés se situent aux lieux où ces rayonnements ont pu être observés ou prédits. Chaque station est équipée d'une chambre d'ionisation dédiée à la mesure en continu des photons et des particules chargées et pénétrantes, comme les muons, ainsi que d'un moniteur à neutrons. En 2010, 42 stations de ce type étaient en opération. Les positions des stations situées en bordure de site CERN et qui concernent le territoire suisse sont identifiées en figure 2 par des points jaunes. Les points d'extraction d'air pouvant émettre des substances radioactives sont équipés de stations de surveillance qui mesurent en continu les radionucléides gazeux à demi-vie courte et échantillonnent les aérosols sur des filtres périodiquement analysés en laboratoire. En 2010, 28 stations étaient en opération ; les positions des stations qui concernent le territoire suisse

sont identifiées en figure 2 par des points gris. De manière similaire, les points de rejet d'eau claire sont équipés de stations de surveillance de l'eau (15 stations en 2010). Ces stations mesurent en continu les radionucléides de demi-vie courte et collectent des échantillons d'eau analysés périodiquement en laboratoire (points bleus, figure 2).

Les niveaux de rayonnements diffusés mesurés, le bilan des rejets vers l'atmosphère et les cours d'eau sont utilisés pour quantifier l'impact dosimétrique, par le biais de modèles environnementaux et radiologiques largement reconnus [1, 2]. Un mécanisme de contrôle supplémentaire consiste en la surveillance des immissions, un processus impliquant la collecte d'échantillons environnementaux et leur analyse en laboratoire. Les résultats doivent corrélérer avec les prédictions, confirmant ainsi qu'aucun rejet incontrôlé n'a pu être effectué et que les modèles utilisés sont corrects. Cette surveillance implique un échantillonnage en continu des aérosols contenus dans l'air ambiant (12 stations, carrés blancs en figure 2), des échantillons d'herbe (12 lieux d'échantillonnage, carrés verts en figure 2), d'eau, de bryophytes (mousses) et de sédiments dans les cours d'eau (carrés bleus en figure 2), de l'eau des nappes phréatiques (carrés bleus foncés en figure 2), ainsi que des échantillons de produits d'agriculture locaux, tels que blé, graines de tournesol, asperges, vin etc.

Résultats 2010

Opération d'accélérateurs 2010

En 2010, tous les accélérateurs du CERN ont été en opération de février à début décembre. Les installations n-TOF et CNGS ont reçu un nombre record de protons. Le LHC a progressivement augmenté l'intensité de ses faisceaux, atteignant un maximum en quatrième trimestre et terminant avec un premier faisceau d'ions plomb. Une intensité moyenne de 13% de l'intensité nominale du faisceau a pu être atteinte, pour une énergie des faisceaux de protons atteignant la moitié de l'énergie nominale, soit 2×3.5 TeV. En comparaison avec les conditions nominales, les conditions 2010 correspondent à 7.5% de ce qui avait été anticipé en termes de production de rayonnement diffusé et de radioactivité; cependant, dû à l'excellente qualité du faisceau, les diffusions de faisceau ont été inférieures aux prédictions. Seules quelques émissions de radionucléides gazeux de demi-vie courte provenant du site LHC-PA7 (Collex-Bossy) ont pu être mises en évidence, en quantités très largement inférieures aux limites légales. Aucun autre impact du LHC n'a pu être détecté.

Rayonnement diffusé

La figure 3 présente la dose ambiante équivalente mesurée par les moniteurs de rayonnements diffusés qui concernent le territoire suisse. Les moniteurs situés autour des sites du SPS ont uniquement enregistré des fluctuations de l'ordre du bruit de fond naturel. Les stations PMS122 et PMS123 sont situées le long de vignes, à la barrière sud du site CERN de Meyrin. Cette zone est inhabitée. La quasi-totalité de la dose neutronique mesurée par ces stations est due aux rayonnements diffusés provenant de la section d'extraction du faisceau du PS où des interactions localisées de faisceau avec les éléments de l'accélérateur surviennent. Cette section du PS se situe proche de ces stations. Aucune valeur mesurée autour du site de Meyrin n'a excédé 15% de la limite de dose annuelle [3, 5]. La valeur de dose équivalente ambiante enregistrée par la station de surveillance PMS163 est utilisée pour la détermination de la dose effective aux membres du public du groupe de référence du site de Meyrin.

Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère

Les rejets par les cheminées de substances radioactives dans l'atmosphère concernant le territoire suisse sont résumés au tableau 1. Dû à la faible hauteur des cheminées ainsi qu'aux courtes demi-vies des radionucléides émis, l'impact, qui est minime, reste local. La sommation des rejets est donc dénuée de sens, car à chaque point de rejet correspond un groupe de référence et des facteurs de conversion (Sv/Bq) propres. 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

d'émissions en iode (^{124}I , ^{126}I , et ^{131}I) ainsi qu'en émetteurs alpha de demi-vie courte (^{212}Pb) provenant de l'installation ISOLDE ne figurent pas dans le tableau 1 : 3.6 MBq d'iode radioactif et 54 kBq de ^{212}Pb . Aucun émetteur alpha de demi-vie longue n'a été émis par l'installation.

Rejets de substances radioactives dans les cours d'eau

Les effluents du CERN sont rejetés dans plusieurs cours d'eaux qui rejoignent finalement le bassin du lac Léman ou le Rhône. Cependant, l'impact de chaque point de rejet doit être déterminé spécifiquement car les membres du public peuvent être exposés à un point de rejet unique. Les radionucléides rejetés se répartissent en deux catégories: (a) le tritium sous forme aqueuse (HTO) et (b) l'activité beta total imputable en grande majorité au ^{22}Na . Le tableau 2 présente les rejets de 2010, mais seulement pour les points de rejet où des radionucléides en concentrations supérieures aux limites de détection ont été mesurés. La sommation de ces rejets est dénuée de sens car, en règle générale, les différents groupes de population sont exposés de manière distincte. La dose résultante est négligeable. En 2010, aucun membre du public n'a pu recevoir une dose supérieure à 0.00003 mSv par le biais des rejets de substances radioactives provenant des sites CERN dans les cours d'eau (<0.01% de la limite).

Surveillance des immissions

Le ^7Be est un radioélément faiblement radiotoxique, produit dans l'air par les particules de hautes énergies. Il possède une grande affinité aux aérosols, ce qui permet de l'utiliser comme marqueur de rejets dans l'atmosphère de particules radioactives en suspension dans l'air provenant des accélérateurs (voir tableau 1). Cependant, ce radioélément est également produit naturellement par les rayonnements cosmiques en atmosphère. Aux latitudes moyennes, la concentration en ^7Be dans l'air varie au cours de l'année, avec des maximums en début d'été et en été, lorsque la tropopause, une couche se situant entre la troposphère et la stratosphère, se rompt. L'air provenant de la stratosphère, riche en radioéléments produits par rayonnements cosmiques, est alors injecté dans la troposphère. Les pluies influencent aussi la concentration naturelle en ^7Be , car elles précipitent les aérosols en suspension dans l'air. La figure 4 montre la concentration de ^7Be dans l'air ambiant collecté dans deux types de stations : (a) des stations situées autour du CERN pouvant capter des rejets d'accélérateurs et (b) des stations de référence éloignées (PSA951) voire très éloignées des accélérateurs (HVS Oberschrot/FR). Toutes les courbes suivent la même tendance, prouvant ainsi que la majeure partie de

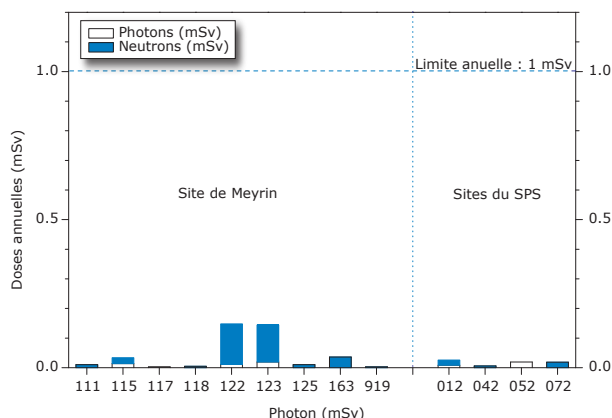


Figure 3: Doses ambiantes annuelles nettes enregistrées par les moniteurs de rayonnements diffusés (CERN, 2010).

^7Be ; l'activité beta total (majoritairement ^{32}P , ^{33}P) et le tritium (^3H). Les valeurs tritium sont surestimées car elles dérivent d'une méthode d'évaluation très conservatrice. L'impact radiologique du tritium est cependant négligeable (voir plus loin). Les valeurs

Tableau 1:

Radioactivité du CERN rejetée dans l'air en 2010.

Origine du rejet	Station	Air rejeté	$^{11}\text{C}, ^{13}\text{N}, ^{14}\text{O}, ^{15}\text{O}, ^{41}\text{Ar}$	^7Be aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		10^6 m^3	TBq	MBq	MBq	GBq
Anneau principal PS	PMV174	352	3.0	144	5.3	3.2
TT10 injection PS-SPS	PMV11	231	7.6	230	8.7	9.7
Ventilation SPS, BA5	PMV51	370	0.6	0.003	0.0	5.6
ISOLDE	PMV170	84	6.6	6.1	0.6	1.7
n-TOF	PMV171	5.5	4.3	0.02	0.04	2.2
TT60 extr. SPS-Ouest ¹⁾	PMV172	69	0.0	0.0	0.0	0.0
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	69	0.4	0.05	0.0	58
TI2 transfert, SPS-LHC	PMV200	113	0.0	0.0	0.0	0.0
LHC PA1	PMV901	610	0.0	0.0	0.0	0.0
LHC PA1, ATLAS	PMV911-14	728	0.0	0.0	0.0	0.0
LHC PA8, LHC-b	PMV982	361	0.0	0.0	0.0	0.0
LHC PA7, collimateurs	PMV907	659	0.045	0.0	0.0	0.0

¹⁾ pas de faisceau dans le tunnel**Tableau 2:**

Radioactivité du CERN rejetée dans l'eau en 2010.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	Rejeté dans:
		10^6 m^3	GBq	MBq	
Site de Prévessin, SPS	PMW21	0.22	19.6	31.7	Le Lion (F)
Refroidissement du SPS	PMW62	0.15	0.16	1.30	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	1.23	3.3	4.8	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.11	1.6	0.0	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Ouest	PMW103	0.34	1.1	0.0	Le Lion (F)
AD infiltration	PMW104	0.003	0.054	2.7	STEP Satigny ²⁾
Site SPS BA6 + site LHC PA1	PMW910	2.29	5.8	33	Nant d'Avril (CH)
CNGS, rejet par le site du LHC PA8	PMW980	0.002	0.65	0.0	Le Nant (F)

²⁾ Station d'épuration d'eau Bois-de-Bay à Satigny/GE.

l'activité en ^7Be mesurée est d'origine naturelle. La contribution provenant des accélérateurs du CERN n'a en aucun cas excédé 1.3 mBq/m^3 , soit 0.0004% des limites d'immissions suisses [5]. La mesure de l'échantillonneur d'aérosols à haut volume PSA973 situé au LHC-PA7 a été suffisamment sensible pour détecter le ^{22}Na naturel, aussi produit par rayonnements cosmiques. Les quantités mesurées, soit $<0.0009 \text{ mBq/m}^3$, correspondent à celles mesurées avant que le LHC ne soit en opération. Les mesures des filtres d'aérosols de la station de ventilation PMV907 n'ont pas mis de ^{22}Na en évidence.

Concernant l'environnement aquatique, seuls trois échantillons provenant de cours d'eau récepteurs des effluents du CERN ont présenté une concentration en tritium supérieure aux valeurs habituelles ;

deux échantillons d'eau proviennent de la rivière le Lion (FR), en aval du point de rejet PMW21 (comparer avec le tableau 2), et un échantillon provient du ruisseau le Nant (FR). Dans le premier cas, les concentrations en tritium ont été respectivement de $45 \pm 2 \text{ Bq/l}$ et $12 \pm 1.3 \text{ Bq/l}$, dans le second de $7.5 \pm 1.2 \text{ Bq/l}$. Le tritium provient respectivement des zones expérimentales du site de Prévessin du CERN et de l'installation CNGS. La limite d'immission suisse pour le tritium dans l'eau est de $12'000 \text{ Bq/l}$ [5]; la valeur la plus élevée ne représente donc que 0.38% de la limite [5]. Les bryophytes (mousses) sont d'excellent bioaccumulateurs de pollution; alors que la mesure de l'eau de rivière est une valeur instantanée, ces végétaux, qui peuvent être assimilés à des collecteurs, permettent d'identifier des radionucléides ayant été présents dans

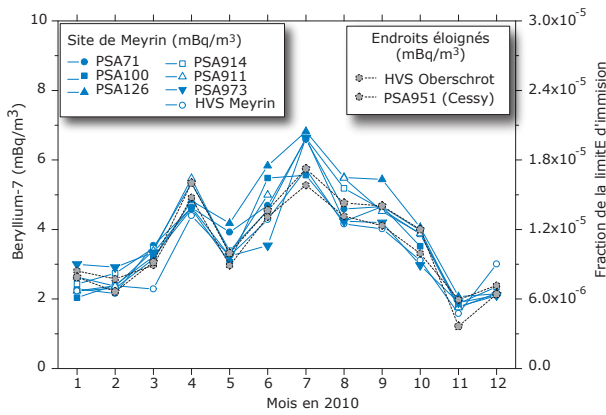


Figure 4: Activités en ^7Be mesurées par le biais de 9 stations d'échantillonnage dont 7 sont situées sur ou proches des sites du CERN. PSA71: Site du SPS BA-7. PSA100: Site CERN de Meyrin. PSA126: Proche du PS. PSA914: Site du LHC PA1. PSA911: Proche d'une ferme de Meyrin. PSA973: Échantillonneur CERN à haut débit sur le site du LHC PA7 proche de Collex-Bossy/GE. HVS Meyrin, HVS Oberschrot: Échantillonneurs OFSP à haut débit sur le site CERN de Meyrin et à Oberschrot/FR [4]. PSA951: Cessy, France.

l'eau. Les mesures des bryophytes collectées dans le Lion ont permis de mettre en évidence des faibles traces de ^{54}Mn (demi-vie de 312 jours) dans deux échantillons: 9 ± 3 Bq/kg et 28 ± 4 Bq/kg (échantillons séchés). A ces mêmes points de collecte et en dehors du tritium, aucun autre radionucléide n'a pu être détecté dans les échantillons d'eau et de sédiments. Tous les échantillons susmentionnés ont été collectés en octobre, pratiquement à la fin de la période d'exploitation des accélérateurs. La concentration maximale mesurée ne représente que 0.28% de la limite d'exemption suisses [5]. Bien que les radionucléides aient été mesurés dans des échantillons provenant du territoire Français, ils sont mentionnés dans ce présent rapport car la rivière le Lion rejoint l'Allondon qui termine son cours dans le Rhône. Le Nant rejoint le Marquet qui se déverse dans le lac Léman. Aucun radionucléide provenant des effluents du CERN n'a pu être mesuré dans le Nant d'Avril, dont le flux est principalement alimenté par les eaux de rejet du CERN durant les périodes sèches. Cette rivière fait depuis 1998 l'objet de contrôles réguliers par l'Institut Forel de l'Université de Genève. En 2010, leurs méthodes de détection caractérisées par leur extrême sensibilité ont permis de révéler à deux reprises du ^{22}Na dans l'eau de rivière, imputable au CERN. Les concentrations sont restées inférieures à 0.005 Bq/l [6], soit 0.008% de la limite d'immission [5]; concernant ce sujet, voir le chapitre 8.5.

Aucun radionucléide produit au CERN n'a pu être mis en évidence dans aucun des autres des échantillons environnementaux; l'impact écologique du CERN a été insignifiant.

Impact radiologique

La dose effective, reçue par les membres du groupe de référence pour le site de Meyrin du CERN en 2010, a été calculée à partir des valeurs enregistrées par le moniteur de rayonnements diffusés PMS163, situé à proximité du groupe de référence pour le site de Meyrin, ainsi que des activités des substances rejetées dans l'air et l'eau, en utilisant un modèle de diffusion amélioré basé sur les directives [1, 2]. La valeur de dose résultante est de 0.013 mSv, qui doit être comparée avec la valeur guide pour les membres du public de 0.3 mSv, comme définie en [3] (<4.3%). De fait, en 2010 et à l'instar des années précédentes, le CERN a entièrement respecté les réglementations relatives à la radioprotection. La dose effective totale de 0.013 mSv a consisté pour 66% en rayonnements diffusés et pour 34% en rejets de radionucléides gazeux à demi-vie courte. Les autres radionucléides et voies d'exposition, incluant les rejets en eau (<0.00003 mSv), ont contribué d'à peine 0.5%. Les deux contributeurs majeurs sont surveillés en continu, garantissant ainsi un temps de réaction optimal en cas de dégradation de fonctionnement des installations.

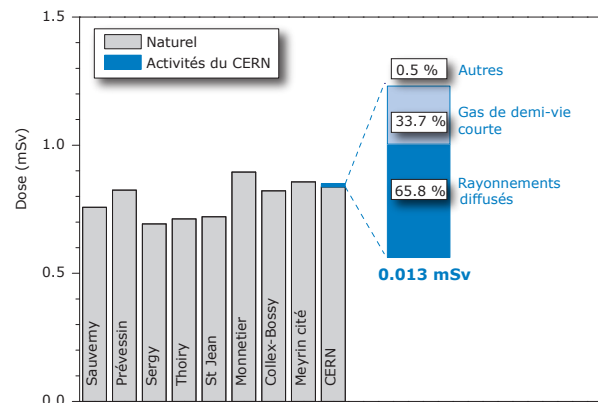


Figure 5: Contribution à la dose annuelle des activités du CERN sur le site CERN de Meyrin, comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses situées à proximité. La contribution du CERN de 0.013 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [3].

Conclusions

- Les résultats du programme de surveillance effectué par le CERN, combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a respecté largement la valeur directrice de 0.3 mSv/a pour l'année 2010;
- Des techniques de mesure sensibles ont permis de détecter des radionucléides en faibles concentrations dans certains échantillons environnementaux. Les valeurs de concentration sont néanmoins restées inférieures à 0.4% des limites applicables. De fait, l'impact écologique du CERN a été négligeable;
- En 2010, 99% de la dose effective aux membres du public des groupes de référence provenait d'aspects environnementaux qui sont surveillés en continu. De manière à confronter l'impact dosimétrique des activités du CERN aux valeurs typiques d'expositions naturelles, la Figure 5 compare la dose susmentionnée de 0.013 mSv avec la dose équivalente annuelle mesurée en plusieurs endroits éloignés des sites CERN.

Référence

- [1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (Juli 1997).
- [2] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).
- [3] Code F Rev., Radioprotection – Manuel de radioprotection, CERN (2006).
- [4] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement: Résultats des mesures 2010 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2011).
- [5] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2011), Annexe 3.
- [6] J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus et K. Loizeau, Rapport No 11 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2009 – Novembre 2010, Université de Genève, Genève (2010) p. 8.

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
CLIC	Compact Linear Collider, projet impliquant un collisionneur linéaire
CNGS	CERN neutrinos to Gran Sasso, source de neutrinos pour les expériences souterraines situées au Gran Sasso (IT)
CTF3	CLIC Test Facility, installation de test pour le projet CLIC
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 2010
Résultats 2010



9 Industrien und Spitäler

9 Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	146
Zusammenfassung	146
9.2 Emissionen der Spitäler	149
Zusammenfassung	149
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	149
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	149



9.1

Emissionen der Betriebe

F. Danini und R. Grunder

Suva, Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik/Strahlenschutz, Postfach 4358, 6002 Luzern

Zusammenfassung

Der Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen in den Produktionsbetrieben ist tendenziell rückläufig. Radioaktive Leuchtfarbe wurde keine mehr eingesetzt. In den Forschungsbetrieben variiert der Einsatz von Radionukliden je nach Forschungsschwerpunkt. Sämtliche Abgabelimiten wurden im Berichtsjahr eingehalten.

Tabelle 1:
Einkauf radioaktiver Stoffe 2000 - 2010.

	Iso- tope	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000	Ein- heit
Produktions- betriebe	³ H	6.34	7.58	7.62	11.51	3.85	5.24	5.49	5.51	6.22	11.4	7.3	PBq
	¹⁴ C	0.34	0.35	0	0.38	0.13	0.23	0.01	0.84	0.04	0.3	0.2	TBq
	¹⁴⁷ Pm	1.55	15.26	19.66	13.16	13.19	40	0	32.62	28.11	19.0	26.1	TBq
	²⁴¹ Am	0	0	0	0	0	0	0	0	3.7	13.0	3.3	GBq
Leuchtfarben betriebe	³ H	0	0	0.09	5.28	10.93	12.98	24.66	18.78	37.95	155.0	253.8	TBq
Forschungs- betriebe	³ H	15.5	22.8	8.7	28.4	23.6	15.2	19.4	4.3	15.4	18.1	9.7	TBq
	¹⁴ C	132.5	207.3	171.9	207.6	295.4	397.9	343.4	1552.8	1005	422.7	566.5	GBq
	³² P	1.6	2.1	7.9	7.3	9.1	11.3	20.8	6.4	28.5	30.2	45.3	GBq
	³⁵ S	3.8	3.5	5.9	7.9	10.3	63.2	51.3	14.9	15.3	23.6	25.2	GBq
	⁴⁵ Ca	0	0	0	0	0	0.04	0	0.06	0	0.3	1.2	GBq
	⁵¹ Cr	3.2	3.8	3.5	4.1	5.1	6.7	6.5	7.9	7.0	3.4	7.1	GBq
	¹²⁵ I	16.3	17.5	1.2	1.1	1.7	3.2	23.9	27.2	18.7	3.4	22.2	GBq
Analytische Laboratorien	¹²⁵ I	0.4	0.3	0.4	0.5	0.7	1.45	0.9	0.9	1.1	1.1	1.4	GBq
	³ H	0	0	0	0	0	0	0	0	1.1	19.7	0.0	MBq
	⁵⁷ Co	0	0	0	0	0	3.08	3	5	3.4	3.7	16.1	MBq
	¹⁴ C	0	0	96.8	116.2	133.6	525.4	703.6	884.4	882.3	1498.0	2010.0	MBq

Die Produktion der ²⁴¹Am Folien für die Ionisationsrauchmelder wurde 2003 eingestellt. In Tabelle 1 sind bei der Sparte der Produktionsbetriebe auch die für den Handel eingekauften radioaktiven Stoffe aufgeführt.

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

Produktionsbetriebe (Total 2 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

- Radioaktiv markierten Stoffen für die Forschung (^3H)
- Leuchtfarbe (^3H). Die Produktion von radioaktiver Leuchtfarbe wurde im Verlauf von 2008 eingestellt.
- Herstellung von Kalibrierquellen (^{14}C , ^{90}Sr , ^{147}Pm , ^{204}Tl).
- Tritiumgaslichtquellen (^3H).

Leuchtfarbenbetriebe

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

Forschungsbetriebe (Total 45 Betriebe)

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

Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 14 Betriebe)

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

Im Berichtsjahr 2010 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimiten eingehalten. In Tabelle 2 sind die Jahresabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. Syngenta Crop Protection AG hat den Umgang mit radioaktiven Stoffen stark reduziert und gibt keine bewilligungspflichtigen Aktivitäten mehr an die Abluft ab. Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 83 der Strahlenschutzverordnung in einem bewilligten Ofen verbrannt wurden.

Tabelle 2a:

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2010 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	47.5 (org.) 103.6 (Gas)	4.18	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	104.9 (org.) 146.5 (Gas)	3.67	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b:

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2010 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	2.7	0.83	80	40
Novartis Pharma AG	20.1	2.91	300	30
Syngenta Crop Protection AG	-	0.002	1	1

Tabelle 3:

Verbrennung mit Zustimmung der Bewilligungsbehörde (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2010 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	1'062	117	0.187
Bewilligungslimite	4'000	450	8.0

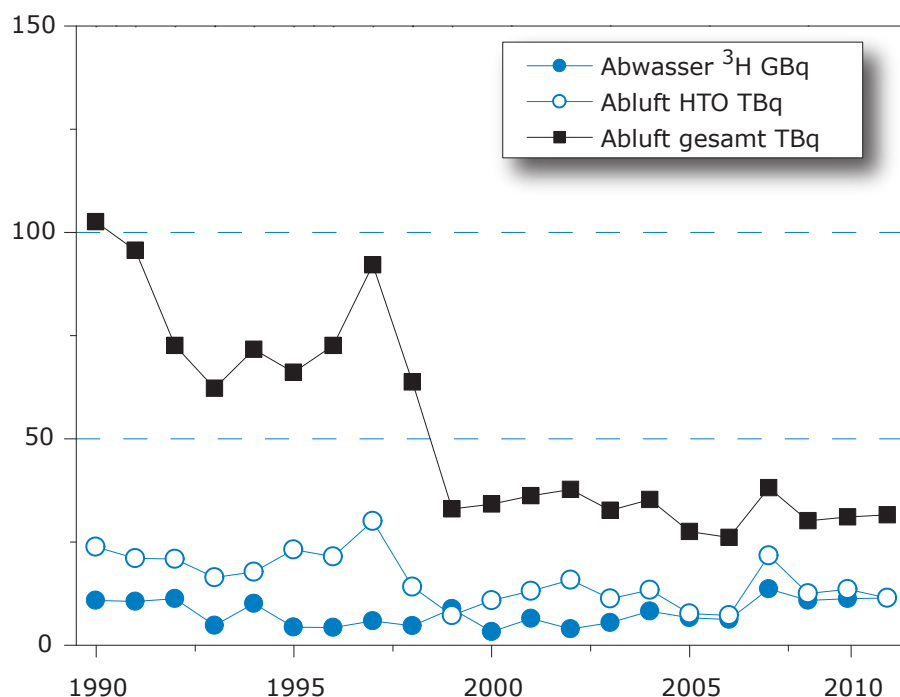
Bemerkungen zu den Figuren:

Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Der gegenüber den Vorjahren erhöhte Abgabewert ans Abwasser bei RC Tritec AG ist zurückzuführen auf die Umbauarbeiten in den Labors, welche 2010 stattgefunden haben. Die bei der Dekontamination angefallenen wässrigen radioaktiven Flüssigkeiten wurden unter Einhaltung der in der Bewilligung festgehaltenen Abgabelimiten ins Abwasser abgeleitet. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert. In Tabelle 4 sind die bewilligten Jahresabgabelimiten der beiden Produktionsbetriebe zusammengefasst.

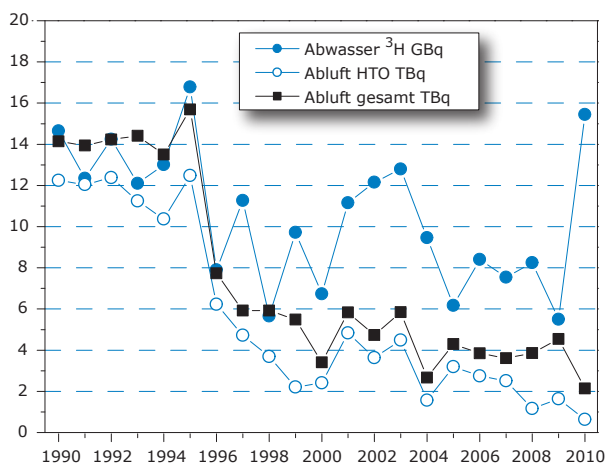
Tabelle 4:

Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe.

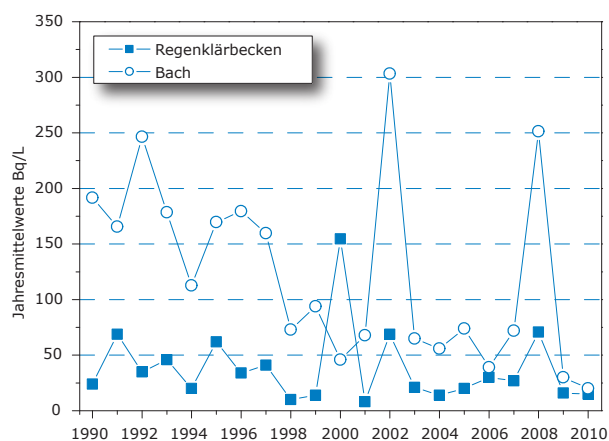
	Abwasser	Abluft	
	^3H	^3H (HT)	^3H (HTO)
MB-Microtec AG, Niederwangen / BE	40 GBq	370 TBq	37 TBq
RC-Tritec AG, Teufen / AR	20 GBq	15 TBq	20 TBq



Figur 1a:
MB-Microtec AG, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1b:
RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1c:
RC-Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert.

9.2 Emissionen der Spitäler

R. Linder,

Sektion Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit, 3003 BERN

Zusammenfassung

Der Verbrauch an Radionukliden, welche zu therapeutischen Zwecken genutzt werden, bewegt sich im Rahmen der vergangenen Jahre. Währendem der Verbrauch an ^{131}I für die Schilddrüsenthherapie leicht zugenommen hat (+6%) ist der Verbrauch der Nuklide ^{90}Y (-4.2%) und ^{177}Lu (-6.6%) leicht rückläufig (Fig.1+2). Trotz erhöhtem Umsatz hat die Abgabe von ^{131}I ans Abwasser weiter abgenommen (Fig 3). Dies ist mit einer Optimierung des Abgabemanagements bei den Abwasserkontrollanlagen möglich. Die Abgabe der zu diagnostischen Zwecken verwendeten Radionuklide ans Abwasser unterliegt keiner Kontrolle, da die Immissionsgrenzwerte für diese kurzlebigen Radionuklide voraussichtlich nicht überschritten werden können.

Ausgangslage

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

Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I , das zur Schilddrüsenthherapie verwendet wird, kann den Patienten bis zu einer Aktivität von 200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höheren Aktivitäten werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapiezimmern isoliert und dürfen erst entlassen werden, wenn eine Dosisleistung von 5 $\mu\text{Sv/h}$ in einem Abstand von 1m unterschritten wird. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgaberate an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Andere Radionuklide wie zum Beispiel ^{90}Y werden den Patienten bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke appliziert oder bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung und Therapie verwendet. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität.

Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb vom BAG bewilligte Abgaberate radioaktiver Stoffe ans Abwasser richtet sich nach Art. 102 Abs. 2 der Strahlenschutzverordnung (StSV). Danach darf die Aktivitätskonzentration in öffentlich zugänglichen Gewässern (in der Regel am Ausgang der Abwasseraufbereitungsanlage) im Wochenmittel 1/50 der Freigrenze nicht überschreiten. Die in der Praxis bewilligte Abgabelimite für ^{131}I beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ^{131}I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (Bsp. ^{90}Y) wird dieser Anteil in ^{131}I Äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivität miteinbezogen.

Tabelle 1:

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2010 in GBq.

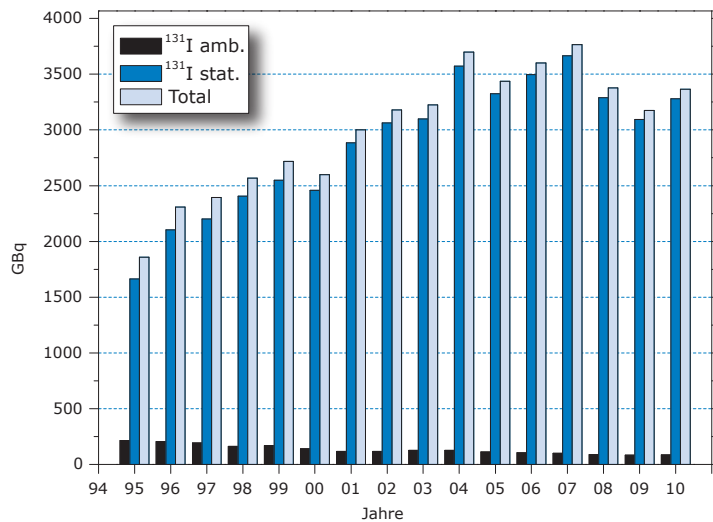
Ort	Spital	¹³¹ I amb.	¹³¹ I stat.	⁸⁹ Sr	³² P	¹⁸⁶ Re	¹⁶⁹ Er	⁹⁰ Y	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu
Aarau	Kantonsspital	1.00				0.07		2.78		
Baden	Kantonsspital	0.37	213.73					0.19	17.30	
Basel	Claraspital	2.92								
Basel	Universitätsspital	0.52	431.98					1873.20	3.30	1272.80
Bellinzona	Regionalspital	8.60	224.14					8.70	26.00	
Bern	Inselspital		442.33		0.74	1.07	0.07	18.87	4.90	
Biel	Klinik Linde	9.07						0.37		
Bruderholz	Kantonsspital	0.20								
Chêne-Bourgeries	Clinique des Grangettes	0.40								
Chur	Kantonsspital		100.27					2.78		
CINOV SA	Yverdon	0.19								
Frauenfeld	Kantonsspital	0.20		0.17	0.44	0.04		0.93		
Freiburg	Kantonsspital	0.60	118.36	0.15						
Genf	Kantonsspital	7.69	181.77					4.28	2.05	
Genf	Beaulieu			0.14						
Genolier	Clinique de Genolier	0.93								
Chaux-de-Fonds	Hôpital	6.86						0.74		
Lausanne	Dr. Rosselet	4.81								
Lausanne	Clinique la Source	0.61								
Lausanne	CHUV		290.67	0.60	0.37	0.74		28.18	4.00	
Liestal	Kantonsspital							0.37		
Lugano	Civico	8.20								
Luzern	Kantonsspital					0.11		5.07		
Luzern	St. Anna	4.71			0.19			0.56		
Meyrin	Hôpital de la Tour							0.74		
Münsterlingen	Kantonsspital		85.37		0.19	0.33		1.67	8.60	
Schaffhausen	Kantonsspital						0.04			
Sion	Kantonsspital	2.04	73.26							
Sion	CIV							0.56		
Solothurn	Bürgerspital	0.40	23.62					0.37	2.6	
St.Gallen	Kantonsspital		333.81			0.23	0.03	6.42	5.28	
Winterthur	Kantonsspital	3.15	150.97			0.19		1.74	6.60	
Zollikerberg	Schilddrüsenpraxis	3.40								
Zürich	USZ	3.21	288.51		0.19	2.31	0.67	57.21		
Zürich	Triemli	8.85	321.42		0.15			4.85	12.52	
Zürich	Waid	3.79						0.18	2.33	
Zürich	Dr. Binz	2.40								
Zürich	Klinik Hirslanden					0.07			2.94	
Schweiz gesamt		85.10	3280.18	1.06	2.26	5.16	0.81	2475.0	98.41	1272.80

Tabelle 2:Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2010 in MBq.

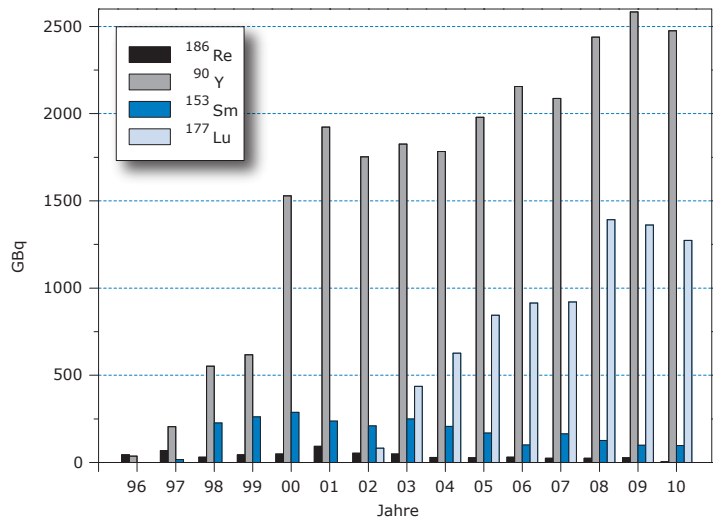
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	KS ¹⁾	Osp. Re- gion.	Insel	KS	HC	HUG	CHUV
Jan.	28	292	0	73	39	0	152	24
Feb.	56	140	1	68	28	4	26	19
März	28	378	0	0	3	16	192	21
April	28	292	1	146	2	0	21	14
Mai	28	197	0	82	52	0	43	19
Juni	28	263	2	97	16	2	37	8
Juli	56	346	0	103	16	0	113	25
Aug.	28	372	0	141	10	0	47	26
Sept.	56	347	4	111	43	0	0	30
Okt.	28	231	0	72	9	0	13	24
Nov	28	293	1	73	38	0	13	40
Dez.	28	284	5	196	31	0	29	31
Total 2010	420	3435	13	1162	287	22	686	281
Total 2009	0	3041	7	1967	706	50	0	280
Total 2008	0	3437	279	3472	60	11	10	13

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

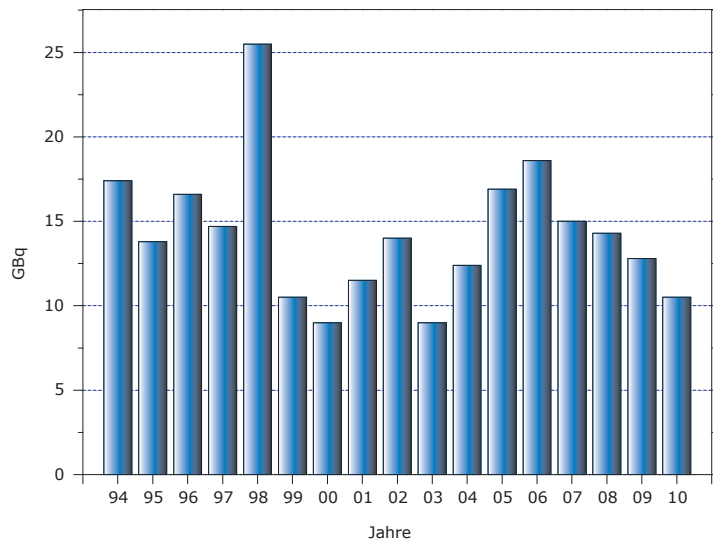
Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	0	5	0	55	13	122	0	
Feb.	0	15	0	37	0	143	198	
März	0	12	0	0	0	16	276	
April	0	30	0	39	18	140	172	
Mai	0	22	0	4	0	181	191	
Juni	0	14	0	0	0	272	132	
Juli	0	0	4	3	0	151	63	
Aug.	0	15	0	2	0	303	125	
Sept.	0	8	0	3	1	157	85	
Okt.	0	15	5	2	2	153	0	
Nov	0	15	5	0	0	312	194	
Dez.	0	27	0	11	0	224	176	
Total 2010	0	178	14	156	34	2174	1612	10.5
Total 2009	51	43	22	484	1277	1945	2827	12.8
Total 2008	0	12	63	1026	4	2935	1521	14.3



Figur 1:
Applikation von ¹³¹I zu therapeutischen Zwecken 1995-2010 in GBq.



Figur 2:
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq.



Figur 3:
Abgabe von ¹³¹I ans Abwasser 1995-2010 in GBq.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010
Résultats 2010



10 Radon

10.1 Radon	155
Einführung	155
Radonprogramme	155
Messungen und Kartierung	156
Bauvorschriften und Sanierungsprogramm	156
Ausbildung und Kommunikation	156
10.2 Radon	157
Introduction	157
Gestion du programme radon	157
Mesures et cartographie	158
Prescriptions de construction et programme d'assainissement	158
Formation et communication	158



10.1 Radon

Christophe Murith, Diana Diessa, Martha Gruson

Radiologische Risiken, Abteilung Strahlenschutz, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

Einführung

Der grösste Teil der Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung geht auf Radon in Wohn- und Aufenthaltsräumen zurück. Die Erkenntnis, dass das Gesundheitsrisiko (Lungenkrebs) durch die Belastung mit Radon unterschätzt wurde, war Anlass für die Veröffentlichung verschärfter Radonempfehlungen durch die Weltgesundheitsorganisation (WHO) und die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) im Jahr 2009.

Gemäss neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen beschränkt sich das Gesundheitsrisiko im Zusammenhang mit Radon heute nicht auf Regionen mit besonders hohen Radonkonzentrationen, sondern betrifft die gesamte Schweizer Bevölkerung.

Radonprogramme

Als Reaktion auf diese neue Situation entschloss sich das BAG, einen nationalen Aktionsplan Radon auszuarbeiten, wie es die Europäische Kommission im Rahmen der Revision der Sicherheitsgrundnormen für den Schutz vor ionisierender Strahlung empfiehlt. Parallel zur Verfassung des Aktionsplans verfolgte das BAG in Zusammenarbeit mit den für die Durchführung zuständigen Kantonen sein Radonprogramm, das auf den Artikeln 110 bis 118a der StSV beruht, weiter. Die wichtigsten der 2010 durchgeführten Aktionen werden nachfolgend zusammengefasst:

Radonrisiko *

- Gering
- Mittel
- Hoch

* Bemerkung: in einigen Gemeinden wird das Radonrisiko aufgrund ungenügender Messungen geschätzt

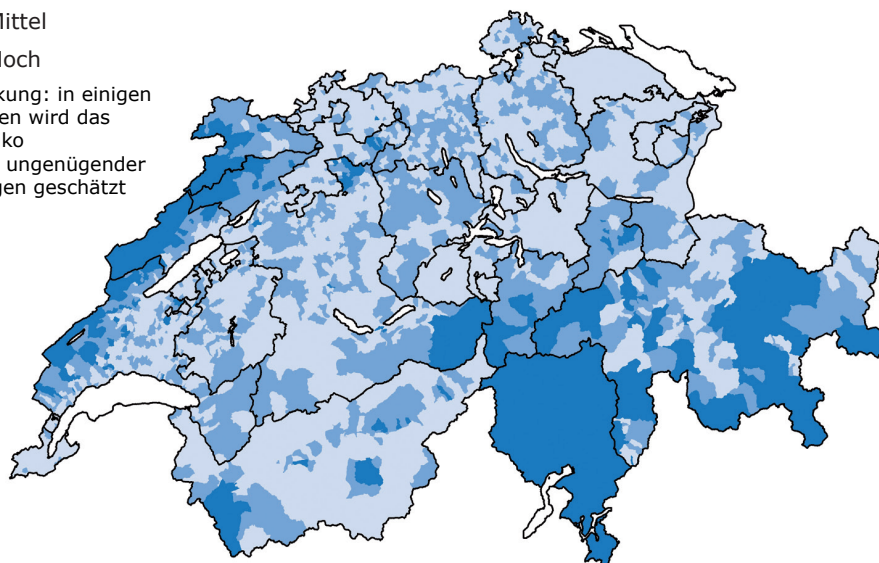


Abbildung 1:

Radonkarte der Schweiz (Wohn- und Aufenthaltsräume), Stand: Februar 2011, Quelle: GG25 © Swisstopo

Grundzüge des «Aktionsplans Radon 2012-2020»

- Senkung des Grenzwerts in Wohn- und Aufenthaltsräumen. Bei Überschreitung Pflicht zur Sanierung in allen Schweizer Gemeinden.
- Grundsatz der Optimierung bei Sanierungen, Renovationen und Neubauten.
- Radon-Messkampagnen in Schulhäusern und öffentlichen Gebäuden.
- Berücksichtigung von Radon in den kantonalen Bauvorschriften und in der Ausbildung von Baufachleuten.
- Nutzung von Synergien mit dem Programm zur energetischen Sanierung.

Messungen und Kartierung

Im Rahmen der vom BAG und den Kantonen organisierten Messkampagnen, sowie durch die anerkannten 25 Radonmessstellen wurden insgesamt ca. 19'000 Gebäude im Winter 2009 / 2010 gemessen. Mit den daraus gewonnen Ergebnissen können die Statistiken und die Radonkarte (Abbildung 1) ergänzt werden.

An diesen Messungen war das BAG folgendermassen beteiligt:

- Messkampagnen zur Ergänzung des Katasters insbesondere in den Kantonen Freiburg und Waadt.
- Abschluss der fünfjährigen systematischen Messkampagne in Wohnräumen im Kanton Tessin mit insgesamt ca. 47'000 Messungen.
- Umfassende Radon-Messkampagne für alle Liegenschaftsbesitzer im Kanton Uri mit dem Ziel, eine repräsentativere Messstichprobe mit gegen 3'500 Gebäuden zu erhalten.
- Radonmessungen in allen Schulhäusern und Kindergärten im Kanton Aargau.

Auf der Grundlage der Verordnung über Radonmessmittel (SR 941.215) findet im PSI unter der Leitung des BAG alle zwei Jahre eine qualitative Überprüfung der anerkannten Messgeräte statt. Die Ergebnisse des Vergleichs von 2010 zeigen, dass die Messergebnisse bei geringen

Expositionen zuverlässig sind. Ausserdem wurde im September 2010 am Institut für Radiophysik in Lausanne mit einer Studie zur geostatistischen Kartografierung von Radon begonnen. Diese vom BAG angeregte Studie wird im Rahmen einer Dissertation durchgeführt.

Bauvorschriften und Sanierungsprogramm

Bisher wurden in der Schweiz gegen 2900 Gebäude identifiziert, die den Grenzwert überschreiten, 400 davon im Winter 2009 / 2010. Radon-Kontrollmessungen wurden in Zusammenarbeit mit der SUPSI (Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana) in gegen 350 Gebäuden vorgenommen, die Teil eines Pilot-Sanierungsdossiers beim BAG sind. Es ist geplant, diese Ergebnisse nächstes Jahr in der Radon-Datenbank zu erfassen. Das BAG war ausserdem an der Veröffentlichung von drei internationalen Broschüren beteiligt, die von den Ländern der Alpenregion zu den Themen Gebäudeschutz, Radonsanierungen und mögliche Verbindung mit energetischer Sanierung veröffentlicht wurden.

Ausbildung und Kommunikation

2010 hat das BAG seine Aktivitäten im Bereich der Ausbildung von Baufachleuten intensiviert. In zwei Kursen an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Lausanne (ETHL) und an der Università della Svizzera italiana (USI) wurden 2010 gegen 170 Radonsachverständige ausgebildet. Das BAG hat beschlossen, zu ihrer Unterstützung eine Struktur mit einem Radondelegierten pro Sprachregion zu schaffen. Dieser begleitet die Massnahmen des BAG im Bereich der Präventions- und Sanierungsberatung und bei der Zusammenarbeit für die Ausbildung von Baufachleuten. Zur Verfügung steht diese Struktur bereits in der Westschweiz (Haute Ecole Spécialisé de Suisse Occidentale HES-FR) und in der italienischen Schweiz (SUPSI). Verschiedene Optionen für die Erweiterung auf die Deutschschweiz werden derzeit geprüft. In Vorbereitung sind zudem Ausbildungsmodule für eine viersprachige E-Learning-Plattform für Baufachleute. Gemäss einer Studie des BAG von 2008 (Referenz) haben erst 40 % der Bevölkerung etwas von Radon gehört, was zu wenig ist. Nach der WHO-Veröffentlichung hat das BAG jedoch deutlich mehr Beratungs- und Informationsanfragen erhalten. Diese stammten nicht nur aus der Bevölkerung, sondern auch von Medien, unter anderem vom Westschweizer Fernsehen (TSR) und vom Fernsehen der italienischen Schweiz (TSI).

10.2 Radon

Christophe Murith, Diana Diessa, Martha Gruson

Risques radiologiques, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

Introduction

L'exposition au radon dans les locaux d'habitation et de séjour constitue la contribution prédominante à l'irradiation de la population suisse. La sous-estimation du risque sanitaire (cancer du poumon) associé à cette exposition est à l'origine des recommandations sur le radon plus sévères émises en 2009 par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) ainsi que par la Commission internationale de protection radiologique (ICRP).

Sur la base des nouvelles connaissances scientifiques, l'enjeu sanitaire que pose le radon ne se limite plus aujourd'hui aux régions à risque accru, mais concerne l'ensemble de la population suisse.

Gestion du programme radon

Préoccupé par cette nouvelle situation, l'OFSP a décidé d'élaborer un plan d'action pour le radon (voir ci-dessous) comme le recommande la Commission européenne dans le cadre de la révision des normes fondamentales de protection contre les rayonnements ionisants. Parallèlement à la rédaction du plan d'action, l'OFSP a poursuivi sa gestion du programme radon, basé sur les articles 110 à 118a de l'ORaP, en collaboration avec les cantons chargés de son exécution. Les principales actions menées en 2010 sont résumés ci-après :

Risque en radon *

- léger
- moyen
- élevé

* Remarque: dans certaines communes, le risque en radon est estimé à partir d'un échantillon insuffisant de mesures, à voir dans le « moteur de recherche par commune » sous www.ch-radon.ch.

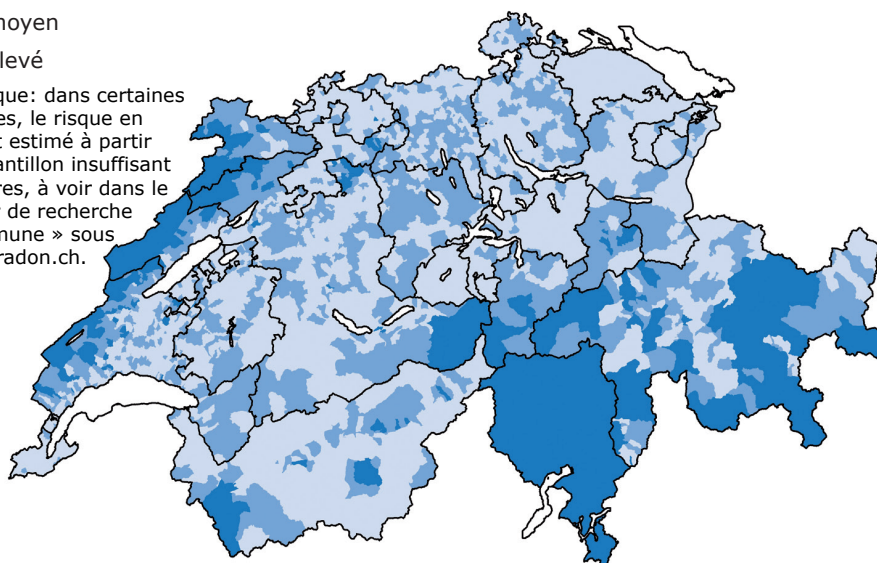


Figure 1:

Carte du radon en Suisse (locaux d'habitation et de séjour), Etat: février 2011, Source : GG25 © Swisstopo

Grandes lignes du

«Plan d'action radon 2012–2020 »:

- Abaissement de la valeur limite dans les locaux d'habitation et de séjour. En cas de dépassement, obligation d'assainir dans toutes les communes de Suisse.
- Principe d'optimisation lors d'assainissement, de rénovation et dans les nouvelles constructions.
- Campagnes de mesures du radon dans les établissements scolaires et les bâtiments publics.
- Intégration du radon dans les règlements cantonaux de la construction ainsi que dans la formation des architectes et des spécialistes du bâtiment.
- Mise en place de synergies avec le programme d'assainissement énergétique

Mesures et cartographie

Près de 19'000 bâtiments ont été mesurés durant l'hiver 2009 / 2010, soit dans le cadre de campagnes organisées par l'OFSP et les cantons, soit par les 25 services de mesures agréés. Les résultats de ces mesures ont permis de compléter les statistiques et la carte du radon (figure 8). Parmi ces mesures, l'OFSP a été impliqué dans les démarches suivantes:

- Campagnes de mesure visant à compléter le cadastre en particulier dans les cantons de Fribourg et de Vaud.
- Clôture de cinq ans de campagnes de mesure systématique dans les habitations dans le canton du Tessin, soit près de 47'000 mesures au total.
- Campagne intégrale de mesure du radon proposée à tous les propriétaires immobiliers du canton d'Uri sur un échantillon de 3'500 bâtiments, non biaisé par un choix préférentiel de constructions à risque élevé.
- Mesures du radon dans tous les établissements scolaires et les jardins d'enfant du canton d'Argovie.

Sur la base de l'ordonnance sur les instruments de mesure du radon (RS 941.215), un contrôle de qualité des appareils de mesures agréés a lieu tous les deux ans au PSI sous l'égide de l'OFSP. Les résultats de l'intercomparaison 2010 ont montré une bonne fiabilité des services de mesure dans le cas d'une faible exposition.

Par ailleurs, une étude de cartographie géostatistique du radon a démarré à l'Institut de radiophysique à Lausanne en septembre 2010. Cette étude, initiée par l'OFSP se déroule dans le cadre d'une thèse de doctorat.

Prescriptions de construction et programme d'assainissement

A ce jour, on a pu identifier près de 2'900 bâtiments dépassant la valeur limite en Suisse, dont 400 durant l'hiver 2009 / 2010. Des mesures de contrôle du radon ont été organisées, en collaboration avec la SUPSI (Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana – SUPSI), dans près de 350 bâtiments faisant l'objet d'un dossier d'assainissement pilote à l'OFSP. Il est prévu de documenter ce retour d'expérience dans la base de données du radon dans le courant de l'année prochaine. L'OFSP a de plus participé à la publication de trois brochures internationales élaborées par les pays de l'arc alpin traitant de la protection des bâtiments neufs, de l'assainissement pour le radon, respectivement du couplage avec l'assainissement énergétique.

Formation et communication

Au cours de l'année 2010, l'OFSP a renforcé son action dans le domaine de la formation des spécialistes du bâtiment. Suite aux deux cours organisés à l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) et à l'Università della Svizzera italiana (USI) en 2010, près de 170 consultants en radon sont maintenant formés. Leur suivi a incité l'OFSP à mettre en place une structure de délégué radon par région linguistique dont la tâche est d'accompagner l'action de l'OFSP pour l'expertise dans la prévention et dans l'assainissement et pour la collaboration dans la formation des spécialistes du bâtiment. Cette structure est opérationnelle en Suisse romande (Haute Ecole Spécialisée de Suisse Occidentale HES-FR) et en Suisse italienne (Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana – SUPSI). Différentes options sont à l'examen pour l'étendre à la Suisse alémanique. Des modules de formation sont par ailleurs en préparation en vue de la mise en place d'une plateforme d'e-learning disponible en quatre langues et destinée aux professionnels du bâtiment. Selon une enquête réalisée par l'OFSP en 2008 (référence), seul un taux de 40 % de la population a entendu parler du radon, ce qui reste insuffisant. Néanmoins suite à la publication de l'OMS, l'OFSP a enregistré une hausse significative des demandes de conseil et d'information. Aux questionnements du public s'est ajoutée la sollicitation des médias parmi lesquels la télévision suisse romande (TSR) et la télévision suisse italienne (TSI).

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2010 Résultats 2010



Anhänge

Annexes

Anhänge	159
Annexes	159
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants	160
2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	161
3. Das Messprogramm im Überblick	162
4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren	163
5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg	163
6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	164
7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	165



1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants

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

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

BAG SRR	Radiologische Risiken, Bundesamt für Gesundheit	Bern	C. Murith, M. Gruson
BAG FANM	Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit	Bern	N. Stritt, R. Linder
BAG URA	Umweltradioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Bern	S. Estier, P. Steinmann, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Breisgau /D	H. Sartorius, C. Schlosser, S. Schmid
BAFU	Abteilung Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Bern	M. Schürch, R. Kozel
CERN	CERN, Safety Commission	Genève	P. Vojtyla, F. Malacrida
EAWAG	Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG	Dübendorf	J. Beer, M. Fujak, S. Bollhalder
ENSI	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat	Brugg / AG	G. Piller, F. Cartier, A. Leupin, B. Bucher, J. Löhle, M. Schibli, G. Schwarz
ETHZ	Institut für Geophysik ETHZ	Zürich	L. Rybach
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
IFAF	Institut F.-A- Forel	Versoix	W. Widli, J. Dominik, J.-L. Loizeau
IRA	Institut de Radiophysique, CHUV	Lausanne	F. Bochud, P. Froidevaux, J. Corcho, F. Barraud,
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	M. Burger, St. Röllin, F. Byrde, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner,
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg	Karlsruhe / D	R. Bechtler
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Zürich	A. Leonardi, C. Danzi
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen / AG	C. Wernli, M. Boschung, J. Eikenberg, Ch. Schuler, J. Hitz, G. Butterweck, R. Habegger
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, H. Loosli, R. Fischer, M. Möll, R. Purtschert, H. Bürki, V. Oberteuffer

2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

AG	P. Grütter, C. Bajo	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau
BE	O. Deflorin, M. Nyfeler	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, 3000 Bern
BL	P. Wenk	Kantonales Laboratorium Hammerstrasse 25, 4410 Liestal
BS	P. Hübner, M. Zehringer	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach, 4012 Basel
FR	J.-M. Pasquier	Laboratoire Cantonal ch. du Musée 15, 1700 Fribourg
GE	P. Edder, A. Cominoli	Service de la consommation et des affaires vétérinaires, Quai Ernest-Ansermet 22 Case postale 76, 1211 Genève 4 Plainpalais
GR	M. Beckmann, D. Baumann	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit Bereich Lebensmittelsicherheit Planaterrastrasse 11, 7001 Chur
JU	C. Ramseier	Laboratoire Cantonal Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1
LU	D. Imhof, T. Kaufmann	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonmattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern
NE	M. Treboux	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. Andrey	Laboratorium der Urkantone Postfach 363, 6440 Brunnen
VD	B. Klein	Service de la consommation et des affaires vétérinaires 155, ch. des Boveresses, 1066 Epalinges
VS	C. Thétaz	Laboratoire Cantonal Rue Pré-d'Amédée 2, 1950 Sion
ZG	S. Pfenninger	Amt für Lebensmittelkontrolle Postfach 262, 6312 Steinhausen
ZH	R. Etter, S. Reber	Kantonales Labor Postfach, 8032 Zürich
LI	P. Malin	Amt für Lebensmittelkontrolle Postplatz 2, Postfach 37, FL-9494 Schaan

3. Das Messprogramm im Überblick

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	Automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK.	NADAM: 63 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz)
	TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)	MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch die ENSI 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), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	Regensammlerstationen, ganze Schweiz inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	9 Regensammler mit Trichtern von 1 m ² Fläche, wöchentlich γ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe)
		An 15 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
Aquatisches Milieu	Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW (Aare)	γ - und α -Spektrometrie Tritium-Messung
	Bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen	
Erde	30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN	Erdschicht 0-5 cm für ⁹⁰ Sr-Bestimmung und γ -Spektrometrie und z.T. α -Spektrometrie
Bewuchs (Gras, Pflanzen)	Gleiche Stellen wie Erdboden	Gras zweimal jährlich; γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr
	Baumblätter aus Umgebung KKW, Industrieverbrennungsanlage Basel und Referenzstationen	Baumblätter: ¹⁴ C-Bestimmung (jährlich)
Milch	Gleiche Regionen wie Erde und Gras Milchzentralen und Grossverteiler	γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben
Andere Lebensmittel	Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW	γ -Spektrometrie ⁹⁰ Sr-Bestimmung
	Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.	
Menschlicher Körper	Schulklassen Genf	Ganzkörpermessungen in Genf (HUG) und am PSI
	Mitarbeiter PSI	
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	⁹⁰ Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
	Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc.	Abluftfilter, Abgas etc.
	Kläranlagen der Agglomerationen Sickerwässer von Deponien	Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen γ -, α - und ⁹⁰ Sr-Messung

4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren ¹⁾ :
Atmosphäre	Aerosole, Niederschläge ¹⁴ C, Edelgase	URA (BAG) inkl. RADAIR UniBE
Deposition	Boden, Bewuchs, in-situ ⁹⁰ Sr- und Alpha-Messung Aeroradiometrie	URA (BAG), IRA und LABOR SPIEZ ENSI, NAZ
Aquatisches Milieu	Gewässer, Fische, Sedimente Grund- und Quellwasser, Deponien	EAWAG, Institut Forel, LABOR SPIEZ
Lebensmittel	Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	Kantonale Laboratorien, URA, IRA, LABOR SPIEZ
Dosis	γ- und n-Dosen automatische Dosiswarnnetze	PSI, IRA NAZ (NADAM), ENSI (MADUK)
menschliche Körper	Ganzkörpermessungen ⁹⁰ Sr in Knochen und Zähnen	PSI, HUG IRA
Kernanlagen	Emissionen, Umgebung	ENSI, URA (BAG)
Betriebe	Emissionen, Umgebung	Suva, URA (BAG)
Spitäler	Emissionen	FANM (BAG)
Radon	Radon in Häusern und im Boden	SRR (BAG), URA (BAG)

¹⁾ Liste der Abkürzungen s. Anhang 1.

5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg

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

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (gilt für die Summe von ¹³⁴Cs und ¹³⁷Cs); der Toleranzwert für ¹³⁷Cs in Wildbeeren beträgt neu 100 Bq/kg.

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

(***) ²²⁶Ra und ²²⁸Ra gelten nicht für Paranüsse

Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV): http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html

6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

Aktivität A

angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall/s}$. Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ oder $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Absorbierte Dosis oder Energiedosis D

angegeben in Gy (Gray)

Die absorbierte Dosis ist die von ionisierender Strahlung an Materie (z.B. Gewebe) abgegebene Energie in Joule, bezogen auf die Masse des Materials in kg. $1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rad mit $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg/g} = 0.01 \text{ Gy}$ oder $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$. Noch früher wurde meist das R (Röntgen) verwendet. Es ging von der durch die ionisierende Strahlung erzeugten Anzahl Ionenpaare pro cm^3 Luft aus. 1 R entspricht $0.0088 \text{ Joule/kg Luft}$, d.h. 0.0088 Gy in der Luft. Beispielsweise führt eine 100 keV -Gammastrahlung, die in der Luft 0.0088 Gy erzeugt, in Gewebe zu 0.0097 Gy und im Knochenmark zu 0.02 Gy .

Äquivalentdosis H

angegeben in Sv (Sievert)

Die Äquivalentdosis im Gewebe oder Organ T ist die Energiedosis in diesem Gewebe oder Organ, multipliziert mit dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R für die betreffende Strahlenart. Dieser berücksichtigt die unterschiedliche biologische Wirkung der verschiedenen Strahlenarten. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rem, mit $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ oder $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Als Strahlenwichtungsfaktoren gelten gemäss ICRP und StSV: $w_R = 1$ für Gamma- und Röntgenstrahlung, Elektronen und Müonen; $w_R = 5 - 20$ für Neutronen, je nach Energie und $w_R = 20$ für Alpha-Strahlen, Spaltfragmente und schwere Kerne.

Effektive Dosis E

angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Dosis (früher effektive Äquivalentdosis) ergibt sich durch die Summation der gewichteten Äquivalentdosen der einzelnen bestrahlten Gewebe oder Organe. Die Wichtungsfaktoren w_T berücksichtigen die unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit der Organe im Bezug auf Krebsrisiko sowie genetische Schäden bei Bestrahlung der Keimdrüsen. Die effektive Dosis ist ein Mass für das Strahlenrisiko. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rem, mit $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ oder $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Als Gewebewichtungsfaktoren w_T gelten gemäss ICRP und StSV: $w_T = 0.20$ für die Gonaden, 0.12 für Dickdarm, Lunge, rotes Knochenmark und Magen, 0.05 für Blase, Brust, Leber, Speiseröhre, Schilddrüse und für die Summe von 5 weiteren Organen, 0.01 für die Haut und die Knochenoberfläche.

Effektive Folgedosis E_{50}

angegeben in Sv (Sievert)

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

Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$

angegeben in Sv (Sievert)

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

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. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ désintégration/s}$. L'ancienne unité était le Ci (Curie) avec $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ désintégrations/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ ou $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Dose absorbée ou dose énergétique D

exprimée en Gy (Gray)

La dose absorbée, c'est l'énergie délivrée par unité de masse à la matière (tissus) par la radiation ionisante et son unité est le joule par kg. $1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg}$. L'ancienne unité était le rad avec $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg/g} = 0.01 \text{ Gy}$ ou $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$. Le R (Röntgen), souvent utilisé, se basait sur le nombre de paires d'ions produits par la radiation ionisante dans 1 cm^3 d'air. 1 R correspond à 0.0088 joule/kg d'air, i.e. 0.0088 Gy dans l'air. Une radiation gamma de 100 keV , qui produit 0.0088 Gy dans l'air, occasionne p.ex. 0.0097 Gy dans les tissus et 0.02 Gy dans la moelle osseuse.

Dose équivalente H

exprimée en Sv (Sievert)

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

Dose efficace E

exprimée en Sv (Sievert)

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

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

Dose efficace engagée E50

exprimée en Sv (Sievert)

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

Dose ou équivalent de dose ambiante H*(10)

exprimé en Sv (Sievert)

La dose ambiante ou l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ approprié aux rayonnements pénétrants (resp. l'équivalent de dose directionnel $H'(0.07)$ approprié aux rayonnements faiblement pénétrants) est en principe l'équivalent de dose local dans un tissu mou, mesuré à l'aide d'un instrument exactement calibré en équivalent de dose au tissu, dénommé sphère-ICRU. Elle a un diamètre de 30 cm , une densité de 1 g/cm^3 et contient 76.2% d'oxygène 11.1% de carbone, 10.1% d'hydrogène et 2.6% d'azote (approximation pour les tissus mous).

Impressum

@ Bundesamt für Gesundheit (BAG)
Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit
Layout: André Gurtner, URA
Publikationszeitpunkt: Juli 2011

Weitere Informationen und Bezugsquelle:
BAG, Direktionsbereich Verbraucherschutz, Abteilung Strahlenschutz,
Umweltradioaktivität, 3003 Bern

Telefon +41 (0)31 323 02 54, Telefax +41 (031) 323 83 83
E-Mail: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch

Impressum

@ Office fédéral de la santé publique (OFSP)
Editeur: Office fédéral de la santé publique
Layout: André Gurtner, URA
Date de publication: Juillet 2011

Informations supplémentaires et diffusion:
OFSP, Unité de Direction Protection des consommateurs,
Division Radioprotection, Radioactivité de l'environnement, 3003 Berne

Téléphone +41 (0)31 323 02 54, Téléfax +41 (031) 323 83 83
Courriel: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch