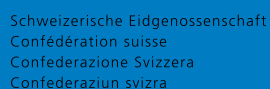


Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera



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

2016

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

2016

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, et l'accident de Tchernobyl, la surveillance des rayonnements ionisants et de la radioactivité dans l'environnement 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 du Département F.-A. Forel de l'Université de Genève mettent en œuvre la surveillance des milieux aquatiques.
- Les analyses radiochimiques complexes sont effectuées par des instituts spécialisés (Institut de Radiophysique IRA, Laboratoire de Spiez, PSI, Université de Berne).
- L'IFSN (centrales nucléaires) et la SUVA (entreprises) contribuent par des analyses effectuées dans leurs domaines de surveillance respectifs.
- La CENAL exploite un réseau de mesure du 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.
- Les denrées alimentaires sont analysées en grande partie par les laboratoires cantonaux qui sont équipés pour ces analyses.

Finalement, l'OFSP est responsable de la coordination générale, de ses propres réseaux de surveillance et du laboratoire d'essais (surveillance du milieu atmosphérique, tritium et spectrométrie gamma insitu). Les discussions et les échanges réguliers d'expérience assurent la qualité et aident à améliorer le système.

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

Avec le présent rapport vous prenez connaissance du résultat de ce processus pour l'année 2016. Par ailleurs, pour marquer ce jubilé de la «surveillance de la radioactivité 1956-2016» nous avons demandé à deux auteurs de longue date de revenir sur les développements et temps forts de la surveillance au cours de ces dernières décennies. Vous trouverez les interviews de Hansruedi Völkle et Pascal Froidevaux en pages 80 et 117. Nous en profitons pour les remercier chaleureusement pour leur précieuse collaboration de même que tous les offices et tous les laboratoires participants.

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

Vorwort

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

Bei dieser Aufgabe stützt sich das BAG auf die Zusammenarbeit mit Partnern aus Bundesverwaltung, Kantonen und Universitäten. Diese dezentrale Organisation bietet den Vorteil, dass gezielt verschiedenste Fachkompetenzen eingebunden werden können.

- So liegt die Überwachung der aquatischen Systeme bei den Fachleuten der EAWAG und des Departement F.-A.Forel der Universität Genf.
- Radiochemische Analysen finden an spezialisierten Instituten statt (Institut de Radiophysique IRA, Labor Spiez, PSI, Universität Bern).
- Das ENSI (Kernkraftwerke) und die SUVA (Betriebe) steuern Beiträge aus ihren Aufsichtsbereichen 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.
- Lebensmittel werden zum grossen Teil in den entsprechend ausgerüsteten Kantonalen Laboratorien analysiert.

Das BAG schliesslich ist verantwortlich für die Koordination, die eigenen Messnetze und das Prüflabor (Schwerpunkt Luftüberwachung, Tritium und in-situ Gammaspektrometrie). Regelmässige Diskussionen zwischen den Laboratorien und ein ständiger Erfahrungsaustausch tragen zur Qualitätssicherung bei und geben immer wieder neue Impulse für Verbesserungen.

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

Für den Jahresbericht verfassen fast alle beteiligten Laboratorien ihre eigenen Beiträge. Das BAG sammelt diese und übernimmt das Layout. Eine erste Version des Jahresberichtes wird anschliessend in einer review-Runde kritisch gegengelesen. Danach bietet die jährliche Redaktionssitzung die Gelegenheit wichtige Fragen und letzte Korrekturen im Plenum zu besprechen. Das Ergebnis dieses Prozesses für das Jahr 2016 finden Sie im vorliegenden Heft. Übrigens, zum Jubiläum «Überwachung der Radioaktivität 1956-2016» geben uns zwei langjährige Autoren Einblick in die Entwicklungen, welche sie über diesen Zeitraum erlebt und mitgestaltet haben. Die Interviews mit Pascal Froidevaux und Hansruedi Völkle finden Sie auf Seiten 80 und 117. Den beiden Interviewpartnern und allen anderen am Jahresbericht beteiligten Personen danken wir bestens.

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

Inhaltverzeichnis

1	Umweltüberwachung <i>Auftrag und Messprogramm, Zusammenfassung, Ergebnisse</i>	19
2	Strahlendosen <i>Radon, medizinische, natürliche, berufliche</i>	30
3	Externe Strahlung <i>In-situ Messungen, Netzwerk NADAM und Aeroradiometrie</i>	36
4	Umwelt <i>Luft, Niederschlag, aquatischen Systemen, Flusswasser, Boden, Gras</i>	55
5	Lebensmittel <i>Milch, Getreide, Gemüse, Fleisch, Wildfleisch, etc.</i>	83
6	Radioaktivität im Menschen <i>Ganzkörper, Wirbelknochen und Milchzähne</i>	93
7	Messung von Spezialnukliden <i>Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37, Plutonium und Americium</i>	101
8	Überwachung der Kernanlagen <i>Emissionen und Immissionen, ZWILAG, MADUK, CERN</i>	121
9	Industrien und Spitäler <i>Emissionen, Kläranlagen, Verbrennungsanlagen</i>	163
10	Radon <i>Verordnung, Radonmessungen, bauliche Massnahmen</i>	181
	Anhänge	191

Sommaire

1	Surveillance de l'environnement <i>Tâches et programme de mesures, résumé, résultats 2016</i>	10
2	Doses de rayonnements <i>Radon, médicales, naturelles, professionnelles</i>	32
3	Rayonnement externe <i>Mesures In situ, réseau NADAM et mesures d'aéroradiométrie</i>	36
4	Environnement <i>Air, précipitations, systèmes aquatiques, rivières, sol, herbe</i>	55
5	Denrées alimentaires <i>Lait, céréales, légumes, viandes, chasse, etc.</i>	83
6	Radioactivité dans le corps humain <i>Corps entier, vertèbres et dents de lait</i>	93
7	Mesures de nucléides spéciaux <i>Carbone 14, Krypton 85, Argon 37, Plutonium et Américium</i>	101
8	Surveillance des installations nucléaires <i>Emissions et Immissions, ZWILAG, MADUK, CERN</i>	121
9	Industries et hôpitaux <i>Emissions, stations d'épuration, usines d'incinération</i>	163
10	Radon <i>Ordonnance, mesures du radon, mesures de construction</i>	181
	Annexes	191

Chapitre / Kapitel 1

Surveillance de l'environnement : Résumé

Umweltüberwachung : Zusammenfassung

1.1

Surveillance de l'environnement : Résumé

S. Estier, P. Steinmann

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

Tâches et programme de mesures

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

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

Le programme de surveillance mis en œuvre comporte plusieurs volets. Il a d'une part pour objectif la détection rapide de tout apport supplémentaire de radioactivité d'origine artificielle, pouvant avoir des conséquences graves sur la santé de la population (accident radiologique). Le programme de surveillance vise, d'autre part, à déterminer les niveaux de référence de la radioactivité dans l'environnement en Suisse ainsi que leurs fluctuations, afin de pouvoir évaluer les doses de rayonnements auxquelles la population suisse est exposée. Fait partie de cette surveillance générale 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.

Par ailleurs, la surveillance mise en place doit permettre de déterminer l'impact effectif des centrales nucléaires ainsi que des centres de recherche ou des entreprises utilisant des substances radioactives sur l'environnement et sur la population avoisinante. Cette surveillance spécifique, focalisée autour des installations disposant d'une autorisation stricte de rejet de substances radioactives dans l'environnement, s'effectue en collaboration avec les autorités de surveillance respectives, l'**Inspection Fédérale de la Sécurité Nucléaire** (IFSN) pour les centrales nucléaires, 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 figure dans les annexes 1 et 2. L'OFSP collecte et interprète l'ensemble des données, et publie annuellement les résultats de la surveillance de la radioactivité ainsi que les doses de rayonnement qui en résultent pour la population.

Programme de mesures (voir annexes 3 et 4)

Le programme de surveillance couvre de nombreux compartiments environnementaux, qui vont de l'air aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et souterraines, les eaux potables et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant de 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 automatique de surveillance du débit de dose au voisinage des centrales nucléaires, MADUK). La radioactivité des aérosols et des eaux de rivière est mesurée en continu grâce aux réseaux automatiques de mesure de l'OFSP, RADAIR (Réseau Automatique de Détection dans l'Air d'Immissions Radioactives) et son successeur URAnet

(volet «aero» pour la surveillance de l'air et volet «aqua» pour la surveillance de l'eau, voir plus bas). 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. Depuis 2015, les résultats des mesures des réseaux automatiques ainsi que la majorité des résultats des mesures effectuées en laboratoire sont consultables en ligne sur le site www.radenviro.ch. Ce site web nouvellement créé montre tous les résultats des mesures de la radioactivité effectuées en Suisse dans des échantillons de l'environnement, tels que l'air, le sol, l'herbe, le lait ou l'eau. Par contre les résultats de mesures spéciales (par ex. mesure dans les vertèbres, dents de lait, ^{14}C dans les feuillages, etc.) ne sont pour l'heure encore disponibles que dans le rapport publié annuellement. 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.

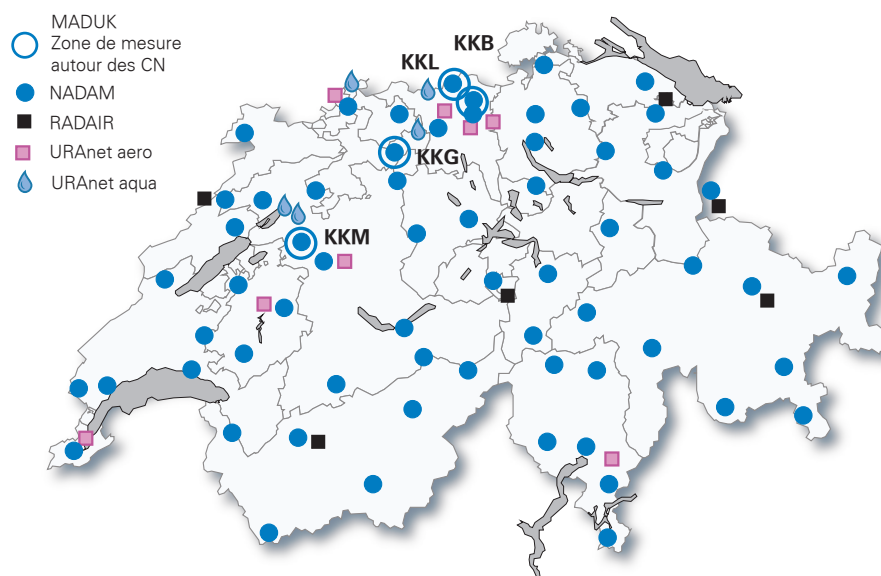


Figure 1: Réseaux de mesure automatique pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols) et réseau URAnet aqua pour la surveillance des cours d'eau.

Nouveau réseau automatique de mesure URAnet

Le Conseil fédéral a décidé en mai 2013 que l'ancien réseau automatique de surveillance de l'air (RADAIR) exploité par l'OFSP devait être rénové et étendu à la surveillance en continu des eaux de rivière. Le volet aquatique du réseau (URAnet aqua), qui comporte 5 sondes de mesure installées dans l'Aar et le Rhin,

est opérationnel depuis novembre 2015. Le remplacement des anciens moniteurs RADAIR par les nouvelles sondes de mesure du réseau URAnet dédiées à la surveillance de l'air (URAnet aero) a quant à lui démarré en 2016, avec la mise en service de 8 nouvelles stations (Liebefeld, Bözberg, Neuenhof, Fribourg, Basel, CERN, PSI et Bellinzona). Les moniteurs RADAIR de Basel, Bellinzona, CERN et Fribourg ont été mis hors service fin 2016. L'amélioration de la surveillance est substantielle puisque les nouveaux moniteurs permettent l'identification des radionucléides (émetteurs gamma) présents dans les aérosols et leur quantification individuelle, alors que les moniteurs RADAIR mesuraient uniquement les activités α et β totales. Dans l'appel d'offres OMC, l'OFSP a exigé que le nouveau système soit à même de fournir, en fonctionnement normal, un résultat de mesure de la concentration des radioisotopes dans l'air au moins toutes les 12 heures avec une limite de détection $\leq 30 \text{ mBq/m}^3$ pour le césium-137. Les performances réelles dépassent ces exigences, puisque les limites de détection effectivement mesurées pour ce radionucléide se situent entre 1 et 2.5 mBq/m^3 pour une mesure de 12 heures. Les 7 sondes restantes qui composeront le réseau URAnet aero seront livrées en 2017. Le nouveau réseau devrait ainsi être pleinement opérationnel début 2018.

Résultats de la surveillance 2016

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

Les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air, les précipitations, l'herbe et le sol obtenus en 2016 sont restés semblables à ceux des années précédentes et montrent que la radioactivité naturelle est prédominante dans ces compartiments environnementaux. Les résultats des mesures des filtres aérosols à haut débit, disponibles sur Internet (www.radenviro.ch), ont ainsi montré que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels tels que le ^7Be cosmogénique, ainsi que le ^{210}Pb et d'autres produits de filiation du radon. Dans les précipitations, la radioactivité est principalement liée au ^7Be ainsi qu'au tritium, tous deux produits par le rayonnement cosmique. Pour le tritium, un apport artificiel par les rejets des centrales nucléaires et de certaines industries est également mesurable en différents endroits (voir chapitres consacrés à la surveillance de ces entreprises). Dans les rivières, la teneur en tritium est généralement de quelques Bq/l.

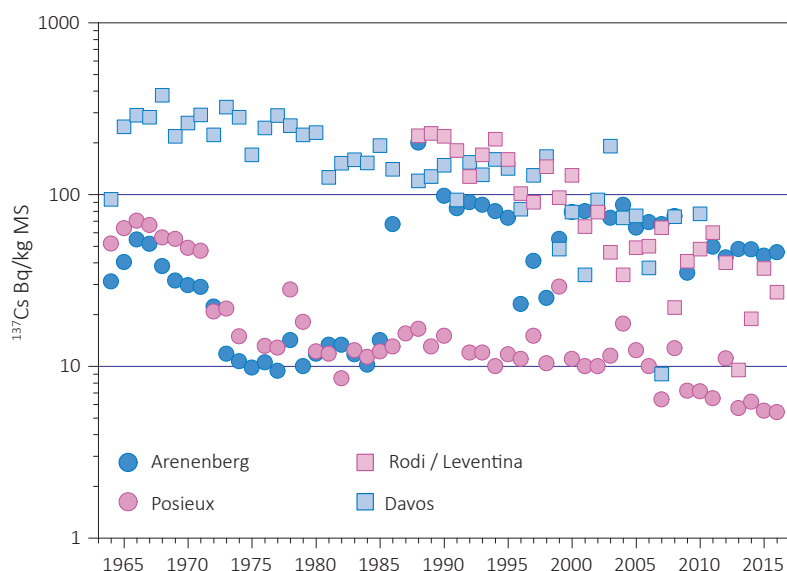


Figure 2:
 ^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964–2016).

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

Dans l'herbe et les denrées alimentaires, c'est aussi le ^{40}K naturel qui domine. Les radionucléides artificiels comme le ^{137}Cs ou le ^{90}Sr (voir figure 4), qui sont absorbés par les plantes à travers leurs racines, ne sont décelables dans l'herbe que sous forme de traces. Leur répartition régionale est similaire à celle enregistrée pour le sol. Les échantillons de céréales ainsi que

de fruits et légumes prélevés en Suisse n'ont pas présenté d'activité artificielle significative. Dans le lait de vache, la teneur en ^{137}Cs est généralement restée inférieure à la limite de détection qui se situe entre 0.02 et 1 Bq/l selon les laboratoires de mesure. Seuls trois échantillons sur plus de 140 analysés en 2016 ont présenté une concentration de ^{137}Cs mesurable. Il s'agit d'un échantillon en provenance du Tessin (5.9 Bq/l) et de deux

échantillons prélevés aux Grisons (2 et 4 Bq/l). Aucun dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 10 Bq/l pour ce radionucléide dans le lait, n'a donc été constaté. Rappelons que le Tessin a été la région la plus touchée de Suisse par les retombées radioactives consécutives à l'accident de Tchernobyl, ce qui explique que le ^{137}Cs y soit toujours mesurable dans certains échantillons 30 ans après l'accident. Avec une valeur maximale de 0.6 Bq/l et une valeur médiane de 0.04 Bq/l, les teneurs en ^{90}Sr enregistrées dans les 60 échantillons de lait analysés en 2016 sont toutes restées bien inférieures à la valeur de tolérance fixée à 1 Bq/l pour ce radionucléide.

Certains champignons sauvages indigènes, notamment les bolets bais et les pholiotas ridés présentent toujours des valeurs accrues de ^{137}Cs . Cependant seuls 3 échantillons de champignons sauvages indigènes ont été analysés par les laboratoires cantonaux en 2016 et aucun dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 600 Bq/kg pour le césium dans les champignons sauvages, n'a été constaté. Cette année encore, le canton du Tessin a poursuivi le contrôle systématique des sangliers chassés sur son territoire mis en place en 2013 en collaboration avec l'OFSP. En 2016, 566 sangliers ont ainsi fait l'objet d'une mesure de tri, réalisée sur place à l'aide d'un instrument dosimétrique. Dans 3% des cas, un dépassement de la valeur limite pour le ^{137}Cs , fixée à 1'250 Bq/kg, a été constatée et les sangliers concernés ont été confisqués par le vétérinaire cantonal. Les valeurs de ^{137}Cs mesurées dans tous les autres échantillons de gibier (cerf, chevreuil,...) analysés en 2016 par les laboratoires cantonaux de GR, TI et ZH sont restées inférieures à la valeur de tolérance fixée à 600 Bq/kg pour ce radionucléide dans la viande de chasse.

Suite à l'accident de Fukushima-Daichi, la Suisse comme l'Union Européenne, a initié un programme de contrôle des denrées alimentaires en provenance du Japon. 82 d'échantillons, dont 22 thés, mais également des sauces au soja, des céréales, des algues, de fruits de mer et d'autres denrées alimentaires en provenance du Japon ont ainsi été analysés par les laboratoires cantonaux en 2016. Si le ^{137}Cs est toujours décelable dans la plupart des échantillons de thé, la valeur maximale enregistrée s'élève à 8.4 Bq/kg et est significativement plus basse que celles enregistrées les années précédentes. Notons que des traces de ^{134}Cs ont encore été décelées dans 5 échantillons, indiquant que la contamination est attribuable aux retombées radioactives consécutives à l'accident de Fukushima. Dans les autres échantillons de denrées alimentaires en provenance du Japon analysés en 2016, le ^{137}Cs n'est pratiquement plus mesurable. Aucun dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 10 Bq/kg pour les isotopes du césium, n'a donc été enregistré dans les produits en provenance du Japon au cours de l'année sous revue.

Des analyses de denrées alimentaires importées provenant d'autres pays, notamment d'Europe de l'Est, ont également été effectuées comme chaque année par les laboratoires cantonaux. Ces analyses ont essentiellement porté sur les baies des bois (et produits à base de baies des bois), la viande de gibier et les champignons sauvages, qui sont connus pour accumuler davantage le ^{137}Cs . Deux échantillons de confiture de myrtilles ont présenté des activités spécifiques en ^{137}Cs supérieures à la valeur de tolérance fixée à 100 Bq/kg pour ce radionucléide dans les baies des bois. Le laboratoire cantonal de Bâle Ville a par ailleurs mesuré le ^{137}Cs et le ^{90}Sr dans 31 échantillons de café ainsi que dans 30 échantillons de nourriture pour nourrissons sans relever de valeur particulière.

Ainsi, les quelques dépassements des valeurs de tolérance et des valeurs limites constatés en 2016 dans les denrées alimentaires (indigènes ou importés) sont, même 30 ans plus tard, toujours liés à l'accident de Tchernobyl.

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

Surveillance du voisinage des centrales nucléaires

Les valeurs limites pour les émissions des centrales nucléaires sont fixées par l'autorité compétente de telle sorte qu'aucune personne résidant à proximité ne puisse recevoir une dose efficace 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 2016.

La contribution du rayonnement direct est clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. A Leibstadt par exemple, l'évaluation des dosimètres disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose ambiante annuelle pouvant atteindre 0.8 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève à 0.7 mSv/an). La valeur limite d'immission pour le rayonnement direct a toutefois été respectée par toutes les installations en 2016. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

Les résultats du programme de surveillance des immissions, coordonné par l'OFSP autour des centrales nucléaires, ont montré que l'impact de ces dernières sur l'environnement est resté faible en 2016 (voir Chapitre 8.5 du présent rapport). Les méthodes de mesure, 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 134 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. Les concentrations de tritium dans les précipitations sont restées faibles, à l'exception de quelques valeurs plus élevées au voisinage de Beznau mais qui ont pour origine probable les rejets du PSI, tout proche.

Contrairement aux années précédentes, aucune trace de ^{54}Mn , ^{58}Co ou de ^{60}Co n'a pu être mise en évidence dans les échantillons d'eau de l'Aar ou du Rhin, prélevés en aval des centrales nucléaires. Par le passé, de faibles traces de ces radionucléides, essentiellement rejetés par la centrale nucléaire de Mühleberg étaient régulièrement détectés à Hagneck pendant la période de révision (août-septembre), lorsque les rejets sont les plus importants. Le ^{137}Cs présent dans les échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, provient quant à lui essentiellement de la remobilisation des dépôts de Tchernobyl et des essais d'armes atomiques des années 60. Les traces des rejets liquides des centrales nucléaires sont par contre clairement mesurables dans les échantillons mensuels de sédiments dans lesquels du ^{54}Mn et du ^{60}Co sont régulièrement mis en évidence. Le ^{58}Co n'est décelé que dans les sédiments prélevés à Hagneck pendant ou juste après la période de révision.

Les concentrations mensuelles du tritium dans l'Aar et le Rhin sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l à l'exception de la période mai-juin, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (10.7 Bq/l dans l'Aar à Brugg) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar et le Rhin en aval de KKM, KKB et KKL en 2016 n'ont pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les denrées alimentaires prélevées au voisinage des centrales sont semblables à ceux enregistrés ailleurs sur le Plateau Suisse.

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

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

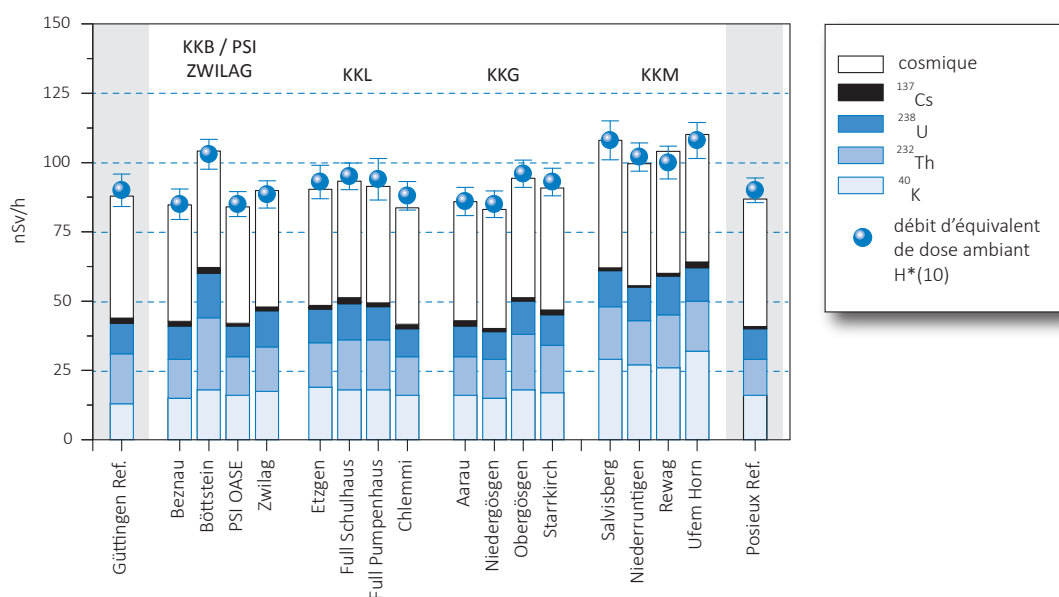


Figure 3:

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ($H^*(10)$) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2016 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'aux sites de référence de Güttingen et Posieux (grisé). Ces contributions ont été calculées à partir des mesures de spectrométrie gamma in situ; le résultat de la mesure directe de l'exposition globale à l'aide d'une chambre d'ionisation est également représenté afin d'apprécier la fiabilité de la méthode.

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.

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

Surveillance des centres de recherche

Le contrôle des émissions des installations du CERN a indiqué des rejets effectifs nettement en dessous des limites réglementaires en 2016. Ce constat est confirmé par le programme de surveillance indépendant mis en oeuvre par l'OFSP autour du centre de recherche. Les résultats des mesures effectuées ont révélé la présence de traces sporadiques de certains radioisotopes produits par les accélérateurs du CERN, notamment le ^{24}Na , l' ^{41}Ar et le ^{131}I dans l'air ou le ^{22}Na et le ^{54}Mn dans l'eau. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est toutefois resté très faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au centre de recherche relevées dans l'environnement n'ont représenté que d'infimes fractions des valeurs limites fixées par la législation suisse sur la radioprotection.

La dose d'irradiation reçue par la population vivant au voisinage du PSI/ZWILAG ne doit pas excéder, au total 0.15 mSv/an pour les deux installations. En 2016, les rejets effectifs du PSI ont entraîné une dose de 0.006 mSv, soit moins de 5% de cette valeur. La quasi-totalité de cette dose provient des rejets de gaz rares de courte période produits dans les accélérateurs de particules de la zone West de l'institut. La surveillance de l'environnement est assurée par le PSI ainsi que par les autorités qui effectuent des mesures supplémentaires de manière indépendante. Hormis quelques valeurs sporadiquement plus élevées de tritium dans les précipitations, les résultats de la surveillance au voisinage du PSI n'ont pas mis en évidence de marquage de l'environnement dû au fonctionnement des installations du centre de recherche.

Pour les informations détaillées, se référer au chapitre 8.

Tritium dans l'industrie

Certaines entreprises industrielles utilisent également des substances radioactives. Le tritium est le radionucléide le plus utilisé dans ce domaine en Suisse, par exemple pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. Ces entreprises sont tenues de communiquer à l'autorité de surveillance le bilan de leurs émissions. En 2016, toutes les entreprises concernées ont respecté les valeurs limites pour les rejets fixées dans leur autorisation. L'OFSP met en œuvre un programme de surveillance spécifique pour contrôler les immissions autour de ces entreprises. Le tritium est ainsi analysé dans les précipitations, l'humidité de l'air et les eaux superficielles.

Les résultats de cette surveillance montre un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par le tritium, à proximité immédiate de ces entreprises, notamment à Niederwangen. Les concentrations de tritium enregistrées dans les précipitations à la station Firma située au voisinage de l'entreprise mb Microtec se sont ainsi élevées en moyenne à 405 Bq/l en 2016, avec une valeur maximale de 1'990 Bq/l en août. Cette valeur représente 17% de la limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public. Des valeurs plus élevées de tritium ont également été mesurées dans les distillats de denrées alimentaires (lait, fruits et légumes) récoltées début septembre au voisinage de l'entreprise. La valeur maximale enregistrée, atteignant 212 Bq/l dans une salade, reste toutefois nettement inférieure à la valeur de tolérance pour le tritium dans les denrées alimentaires, fixée à 1'000 Bq/kg dans l'OSEC. Ces denrées ne représentent donc pas de risque pour la santé du consommateur.

Avec une valeur maximale de 120 Bq/l et une moyenne de 45 Bq/l, les concentrations de tritium mesurées dans les échantillons hebdomadaires de précipitations de Teufen/AR, au voisinage de l'entreprise RC Trittec, sont, quant à elles, les plus basses enregistrées depuis la mise en place de la surveillance.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 5, 9.1 et 9.3.

Héritages radiologiques

Le plan d'action radium 2015-2019, approuvé par le Conseil fédéral en mai 2015, vise à régler le problème des héritages radiologiques liés à l'application de peinture luminescente au radium dans l'industrie horlogère jusque dans les années 1960.

Ce plan d'action prévoit en particulier la mesure de plus de 500 bâtiments abritant jadis des ateliers de posage de peinture au radium, principalement des places de travail à domicile situées dans l'Arc jurassien. Depuis 2014 et jusqu'à fin 2016, 200 bâtiments regroupant 1'051 appartements (ou locaux commerciaux) ont fait l'objet d'un diagnostic du radium. En présence de traces de radium dans des locaux intérieurs, l'OFSP évalue la dose annuelle supplémentaire pouvant être reçue par les occupants sur la base des résultats de mesure et de scénarios d'exposition. Ces scénarios ont pour objectif d'exclure, pour tout occupant actuel ou futur, une exposition supérieure à la limite de dose de 1 mSv/an tolérée pour la population suisse. Si le résultat de cette estimation montre que cette valeur peut être dépassée pour l'occupant potentiellement le plus exposé à la présence de radium, alors la décision est prise d'assainir les locaux. Pour les jardins, un assainissement est requis en cas de dépassement de la valeur seuil de 1'000 becquerels par kilogramme (Bq/kg) pour la concentration en radium dans la terre sèche.

Au 31 décembre 2016, 41 bâtiments avait fait l'objet d'une décision d'assainissement, dont 34 appartements et 21 jardins. En ce qui concerne les appartements à assainir, les doses estimées pour l'occupant actuel ou futur potentiellement le plus exposé se situent entre 1 et 2 mSv/an dans 14 appartements, entre 2 et 5 mSv/an dans 15 appartements, entre 5 et 10 mSv/an dans 2 appartements et entre 10 et 15 mSv/an dans 3 appartements. Les valeurs maximales de radium mesurées dans des échantillons de terre prélevés dans les 21 jardins à assainir s'élèvent en moyenne à près de 8'400 Bq/kg; elles avoisinent dans un cas les 32'000 Bq/kg.

La surveillance des décharges susceptibles de contenir des déchets contaminés au radium constitue un second volet du plan d'action, mené en étroite collaboration avec l'Office fédéral de l'environnement ainsi que les communes et cantons concernés. L'exemple de l'ancienne décharge du Lischenweg à Bienne a montré qu'il est possible encore aujourd'hui de découvrir des déchets contaminés au radium avec des niveaux de radioactivité parfois élevés dans les anciennes décharges, même s'il s'agit de contaminations très localisées. En cas de travaux d'excavation, il est nécessaire d'assurer la protection des travailleurs et de mettre en place des mesures

pour éviter la dispersion de la radioactivité dans l'environnement. Plus de 8'000 anciennes décharges en activité avant 1970 sont répertoriées dans le cadastre des sites pollués dans les cantons potentiellement concernés par des héritages radiologiques. En 2016, des critères ont été définis pour permettre la priorisation des cas. Relevons que tant qu'une ancienne décharge reste fermée et que les déchets potentiellement contaminés sont inaccessibles, le risque sanitaire lié à la présence de radium est très faible. Ainsi, 44 décharges candidates à un assainissement conventionnel selon l'ordonnance sur l'assainissement des sites pollués ont été retenues pour examiner le bien-fondé d'y mettre en place une surveillance du radium. Les investigations correspondantes débuteront en 2017.

Emissions de radionucléides provenant des hôpitaux

Les hôpitaux utilisent de l' ^{131}I pour le diagnostic et le traitement de maladies de la thyroïde. Les patients suivant une thérapie à l'iode et ayant reçu moins de 200 MBq (1 méga Bq = 10^6 Bq) en ambulatoire peuvent quitter l'hôpital après la thérapie. Les patients ayant reçu plus de 200 MBq doivent être isolés dans des chambres spéciales pendant les premières 48 heures au moins suivant le traitement. Les excréments de ces patients sont collectés dans des cuves de décroissance dédiées au contrôle des eaux usées et ne sont rejetées dans l'environnement qu'après diminution de leur activité en dessous des valeurs limites d'immissions. Dans le cadre de la surveillance de l'environnement, des échantillons d'eaux usées sont prélevés chaque semaine dans les stations d'épuration des grandes agglomérations et analysés afin de déterminer leur concentration en ^{131}I . Les résultats des mesures ont montré que même si des traces d' ^{131}I sont parfois détectées, les valeurs se situent nettement en dessous des valeurs limites d'immissions définies dans l'ordonnance sur la radioprotection.

D'autres radionucléides comme l' ^{90}Y et le ^{177}Lu sont également utilisés par des applications diagnostiques et thérapeutiques. Si l'utilisation du premier est en diminution, l'activité annuelle totale de ^{177}Lu appliquée en Suisse a triplé en 10 ans et dépasse depuis 2015 celle du ^{131}I .

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

Radioactivité assimilée par le corps humain

L'assimilation de radionucléides par l'intermédiaire de la nourriture peut être 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. Les mesures au corps entier réalisées aux hôpitaux universitaires genevois depuis près de 40 ans ont pu être poursuivies en 2016. Les résultats de ces mesures ont montré des valeurs de ^{137}Cs inférieures à la limite de détection de 1 Bq/kg.

Le ^{40}K naturel s'élève en moyenne à environ 57 Bq/kg chez les femmes et à 70 Bq/kg chez les hommes. La teneur en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait n'est plus aujourd'hui que de quelques centièmes de Bq/g de calcium (figure 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 décédées dans l'année en cours permet de déterminer le niveau de contamination de la chaîne alimentaire en ^{90}Sr . Quant à la formation des dents de lait, elle débute, dans les

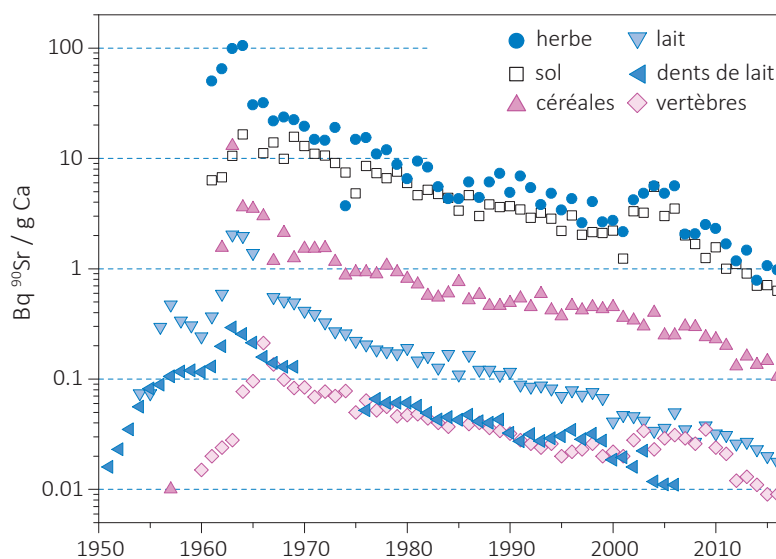


Figure 4:
 ^{90}Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2016.

mois précédant la naissance et se poursuit durant la période d'allaitement. La mesure du strontium s'effectue lorsque la dent de lait tombe d'elle-même. Elle donne une indication rétroactive de la contamination de la chaîne alimentaire de la mère à l'époque de la naissance de l'enfant. Les valeurs de strontium mesurées dans les dents de lait (figure 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.

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

Evaluation

En Suisse, les concentrations de radionucléides dans l'environnement et les doses d'irradiation de la population dues aux sources de rayonnements artificielles sont restées en 2016, comme les années précédentes, nettement inférieures aux limites légales; le risque sanitaire correspondant peut donc être considéré comme très faible.

Il existe des différences régionales de répartition de la radioactivité naturelle et artificielle dans l'environnement. Si la radioactivité naturelle est essentiellement influencée par la géologie, la part de radioactivité artificielle, comme conséquence des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, est, elle aussi, distribuée de manière inhomogène sur le territoire suisse. Le ^{137}Cs radioactif de Tchernobyl a par exemple principalement été déposé au Tessin où il est encore présent dans de nombreux échantillons, ainsi que, dans une moindre mesure, sur les reliefs jurassiens et dans certaines parties du nord-est de la Suisse. Les concentrations mesurées diminuent régulièrement depuis 1986, mais il est encore responsable des dépassements des valeurs limites observés dans la viande de certains sangliers chassés au Tessin en 2016.

Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de la surveillance des centrales nucléaires et des centres de recherche sont semblables à ceux enregistrés au cours des années précédentes. Même si des traces de radionucléides émis par ces installations sont décelables dans l'environnement, (par exemple le ^{14}C dans les feuillages ou les isotopes du cobalt dans les sédiments au voisinage des centrales nucléaires ou encore le ^{24}Na ou l' ^{131}I dans l'air au voisinage des centres de recherche), les rejets qui en sont à l'origine sont nettement inférieurs aux limites autorisées et aucun dépassement des valeurs limites d'immission n'a été constaté. La surveillance mise en oeuvre au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium a montré un marquage de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide à proximité immédiate de ces entreprises. Les concentrations enregistrées dans les précipitations ont ainsi atteint au maximum 17% de la valeur limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public.

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

1.2

Umweltüberwachung:

Zusammenfassung

S. Estier, P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Auftrag und Messprogramm

Überwachung der Umweltradioaktivität

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

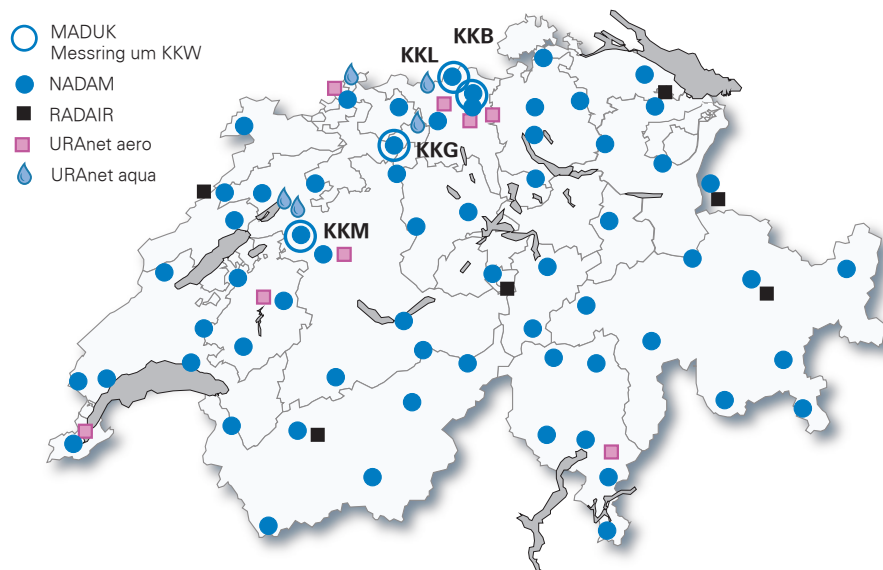
Das angewandte Überwachungsprogramm besteht aus mehreren Teilen. Ziel ist einerseits der schnelle Nachweis jeder zusätzlichen radioaktiven Belastung künstlichen Ursprungs, die schwerwiegende Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung haben kann (Strahlenunfall). Mit dem Überwachungsprogramm sollen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

Mit der Überwachung müssen sich ausserdem die effektiven Auswirkungen von Kernanlagen, Forschungszentren und Unternehmen, die radioaktive Substanzen einsetzen, auf die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung feststellen lassen. Diese spezifische Überwachung der Anlagen, welche 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 Hochschuleinstitute 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 auch Anhänge 3 und 4)

Das Überwachungsprogramm umfasst zahlreiche Umweltbereiche von der Luft über Niederschläge, Boden, Gras, Grundwasser und Oberflächengewässer, Trinkwasser und Sedimente bis zu Nahrungsmitteln. Seit 2010 werden auch Milchzentralen und Grossverteiler von Milch in der ganzen Schweiz beprobt. Messungen vor Ort (In-situ-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 Kehrichtverbrennungsanlagen.



Automatische Messnetze (Fig. 1) erfassen die Dosisleistung im ganzen Land (NADAM = Alarm- und Messnetz zur Bestimmung der Dosisleistung), in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK = Messnetz in der Umgebung der Kernanlagen zur Bestimmung der Dosisleistung). Die kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität der Aerosole und des Flusswassers wird durch die automatischen Messnetze des BAG sichergestellt: RADAIR (bisheriges Aerosol-Messnetz mit Alpha/Beta-Monitoren) sowie sein Nachfolger URAnet mit Aerosol-Monitoren (URAnet aero) und Flusswassersonden (URAnet aqua). Zusätzlich werden von Aerosolen, Niederschlägen und Flusswasser kontinuierlich Proben für empfindliche Messungen

Figur 1:
Messnetze zur Überwachung der Luft in der Schweiz (Dosisleistung und Aerosole) und URAnet aqua für die Messung der Fliessgewässer.

entnommen. Die Überwachung von Sedimenten, Erdproben, Gras, Milch und Lebensmitteln (inklusive Importe) erfolgt stichprobenweise. Die Daten werden in einer nationalen Datenbank beim BAG erfasst. Seit 2015 sind Messresultate der automatischen Messnetze sowie ein Grossteil der Ergebnisse der Labormessungen auf www.radenviro.ch abrufbar. Diese neugeschaffene Internetplattform zeigt die Resultate der Messungen von Umweltproben, wie Luft-, Boden-, Gras-, Milch- oder Wasserproben. Hingegen werden die Ergebnisse von speziellen Messprogrammen (z.B. Messungen von Wirbelknochen oder Milchzähnen; ^{14}C -Messungen in Baumblättern) zurzeit noch ausschliesslich im hier vorliegenden Jahresbericht publiziert. 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.

Erneuerung der automatischen Messnetze: Projekt URAnet

Der Bundesrat hat im Mai 2013 entschieden, dass das alte Messnetz für die Radioaktivität der Luft, RADAIR, erneuert und auf die kontinuierliche Überwachung von Flusswasser ausgedehnt werden soll. Der Teil «Flusswasser» (URAnet aqua) ist mit fünf Sonden in der Aare und im Rhein seit November 2015 in Betrieb. Für den Teil Aerosolmessungen (URAnet aero) begann ab 2016 die Ersetzung der alten RADAIR Alpha/Beta-Monitore durch neue spektrometrische Messstationen. Bisher sind 8 Stationen installiert (Liebefeld, Bözberg, Neuenhof, Fribourg, Basel, CERN, PSI und Bellinzona). Im Gegenzug wurden die RADAIR-Stationen Basel, Bellinzona, CERN und Fribourg Ende 2016 ausser Betrieb genommen. Die neuen spektrometrischen URAnet Luftmonitore bringen eine substantielle Verbesserung der Überwachung der Radioaktivität der Luft, da sie die einzelnen im Aerosol vorhandenen Radionuklide identifizieren können, wogegen RADAIR nur Gesamtalpha- und Gesamtbetaaktivitäten ermittelte. In der WTO-Ausschreibung hat das BAG für die neuen Detektoren eine Nachweisgrenze von 30 mBq/m^3 für ^{137}Cs innerhalb 12 Stunden gefordert. Die beschafften Geräte übertreffen diese Anforderung

mit Nachweisgrenzen zwischen 1 und 2.5 mBq/m³ nach 12 Stunden Sammel- und Messzeit. Mit der Installation von 7 weiteren Sonden wird URAnet aero 2017 vervollständigt und ab Anfang 2018 komplett in Betrieb sein.

Ergebnisse der Umweltüberwachung 2016

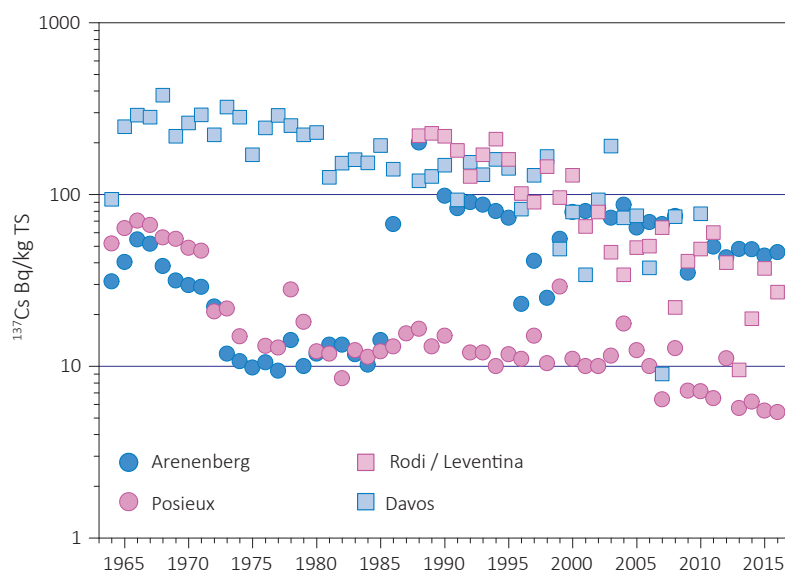
Allgemeine Überwachung von Luft, Niederschlag, Gewässer, Boden, Gras sowie Milch und anderen Lebensmittel

Die Resultate 2016 der Überwachung der Radioaktivität in Luft, Niederschlag, Gras und Boden sind vergleichbar mit jenen aus den Vorjahren und bestätigen, dass in diesen Umweltkompartimenten der überwiegende Teil der Radioaktivität natürlichen Ursprungs ist. Die Luftmessungen mit Hochvolumen Aerosolfiltern (für online-Resultate siehe www.radenviro.ch) zeigen hauptsächlich kosmogenes ⁷Be sowie ²¹⁰Pb und weitere Radonfolgeprodukte. Bei den Niederschlägen ist die Radioaktivität vorwiegend auf ⁷Be und Tritium - beides Produkte der kosmischen Strahlung - zurückzuführen. Für das Tritium stellen aber Abgaben aus Kernkraftwerken und gewissen Industriebetrieben weitere Quellen dar (siehe entsprechende Abschnitte zu diesen Betrieben).

In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel nur wenige Bq/l.

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

In Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ⁴⁰K. Künstliche Radionuklide wie ¹³⁷Cs oder ⁹⁰Sr (siehe Figur 3), die von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden, sind im Gras nur noch in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie für den Boden. Die Getreideproben zeigten keine nennenswerten Aktivitäten von künstlichen Radioisotopen. Bei der Kuhmilch lag der ¹³⁷Cs Gehalt meist unter der Nachweisgrenze von ca. 0.02 bis 1 Bq/l. Lediglich 3 von über 140 im Berichtsjahr gemessenen Milchproben zeigten messbare Konzentrationen von ¹³⁷Cs. Eine der Proben stammt aus dem Tessin (5.9 Bq/l) und zwei aus Graubünden (2 und 4 Bq/l). Der Toleranzwert von 10 Bq/l Milch wurde nicht überschritten. Die Südschweiz war ja die vom Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffene Gegend der Schweiz, was erklärt, warum das ¹³⁷Cs auch mehr als 30 Jahre nach dem Unfall noch messbar ist. Die ⁹⁰Sr-Gehalte der 60 daraufhin untersuchten Milchproben lagen alle unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/l (Maximalwert: 0.6 Bq/l).



Figur 2:
¹³⁷Cs (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2016).

Gewisse einheimische Wildpilze, zum Beispiel Zigeuner (Reifpilz) oder Maronenröhrling, können immer noch erhöhte Gehalte von ¹³⁷Cs aufweisen. Im Berichtsjahr wurden allerdings lediglich 3 Wildpilzproben analysiert, wobei keine Überschreitungen des Toleranzwertes von 600 Bq/kg für Radiocäsium in

Wildpilzen auftraten. Im 2016 hat der Kanton Tessin die systematischen Kontrollen von auf der Jagd erlegten Wildschweinen weitergeführt. Die dabei angewendeten Triagemessungen mit einem Dosisleistungsmessgerät wurden im Jahr 2013 durch den Kanton in Zusammenarbeit mit dem BAG eingeführt. Die Kampagne 2015 zeigte bei 3% der erlegten 566 Tiere eine Überschreitung des Grenzwertes für ^{137}Cs in Wild von 1'250 Bq/kg. Das Fleisch dieser Tiere wurde durch den Kantonstierarzt konfisziert. Die in anderen Wild-Proben (Hirsch, Gams, etc.) aus den Kantonen GR, TI und ZH gemessenen ^{137}Cs -Werte blieben alle unterhalb des Toleranzwertes von 600 Bq/kg.

Nach dem Reaktorunfall in Fukushima-Daiichi hat die Schweiz gleich wie die Europäische Union ein Programm für die Kontrolle von Lebensmittelimporten aus Japan aufgestellt. 82 Proben, darunter 22 Tees, aber auch Sojasaucen, Getreide, Algen, Meeresfrüchte und andere Lebensmittel aus Japan, wurden 2016 von den Kantonalen Laboratorien untersucht. Zwar konnte ^{137}Cs in den meisten Teeproben aus Japan nachgewiesen werden, aber der höchste gefundene Wert betrug 8.4 Bq/kg und lag damit deutlich tiefer, als in den ersten Jahren nach dem Unfall. In fünf Teeproben wurden auch Spuren von ^{134}Cs gemessen, ein klarer Hinweis darauf, dass die Kontamination auf den durch den Reaktorunfall verursachten, radioaktiven Niederschlag zurückzuführen ist. In allen anderen Proben aus Japan ist ^{137}Cs praktisch nicht mehr nachweisbar. Damit kam es in den 2016 untersuchten Lebensmittelproben aus Japan zu keinen Toleranzwertüberschreitung für radioaktives Cäsium (Toleranzwert Cs-Isotope in allgemeinen Lebensmitteln: 10 Bq/kg).

Lebensmittelimporte aus anderen Ländern und speziell aus Osteuropa wurden, wie jedes Jahr, ebenfalls von den Kantonalen Laboratorien analysiert. Meist handelte es sich dabei um Proben von Wildbeeren (und Produkte aus Wildbeeren), Wildfleisch und Wildpilzen - alles Lebensmittel die bekannt dafür sind ^{137}Cs anzureichern. Zwei Heidelbeerkonfitüren zeigten ^{137}Cs Werte oberhalb des Toleranzwertes, der für dieses Radioisotop in Wildbeeren auf 100 Bq/kg festgelegt ist. Das Kantonale Laboratorium Basel-Stadt hat 2016 auch eine Messkampagne mit Kindernahrungsmittel durchgeführt, ohne erhöhte Radioaktivität festzustellen.

Insgesamt sind also die wenigen 2016 in der Schweiz festgestellten Toleranz- und Grenzwertüberschreitungen in Lebensmittel (einheimische und importierte), auch mehr als 30 Jahre danach, noch immer eine Folge des Reaktorunfalles in Tschernobyl.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 4, 5 und 7.2.

Überwachung in der Umgebung von Kernanlagen

Bei den Kernkraftwerken werden die Grenzwerte für die Emissionen radioaktiver Stoffe durch die Bewilligungsbehörde so festgelegt, dass niemand der in der Umgebung wohnt eine Dosis von mehr als 0.3 mSv pro Jahr erhalten kann (einschliesslich direkte Strahlung). Der Betreiber muss seine Emissionen erfassen und dem ENSI mitteilen. Die den Behörden gemeldeten Abgaben werden regelmässig durch parallele Messungen von Betreibern, ENSI und BAG an Aerosol- und Iodfiltern sowie Abwasserproben überprüft. Die verschiedenen Kontrollen haben bestätigt, dass die schweizerischen Kernkraftwerke die Jahres- und Kurzzeitabgabengrenzwerte 2016 eingehalten haben.

An einigen Stellen der Arealzäune der Kernkraftwerke Leibstadt und Mühleberg ist Direktstrahlung aus dem Werk messbar. In Leibstadt etwa zeigt die Auswertung der am Zaun angebrachten Dosimeter für die jährliche Umgebungs-dosis Werte von bis zu 0.8 mSv (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.7 mSv/ Jahr). Der Immissionsgrenzwert für Direktstrahlung ist gleichwohl bei allen Kernkraftwerken 2016 eingehalten. Hier ist zu beachten, dass die Immissionsgrenzwerte für Direktstrahlung für die Ortsdosis gelten und sich nicht auf Personendosen beziehen. Die effektiven Personendosen aufgrund der Direktstrahlung aus den Kernkraftwerken sind wesentlich kleiner, da sich keine Person aus der Bevölkerung dauerhaft am Zaun aufhält.

Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2016 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt (siehe Kapitel 8.5 des vorliegenden Berichtes). Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren der Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub. Die maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation betrug 134 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

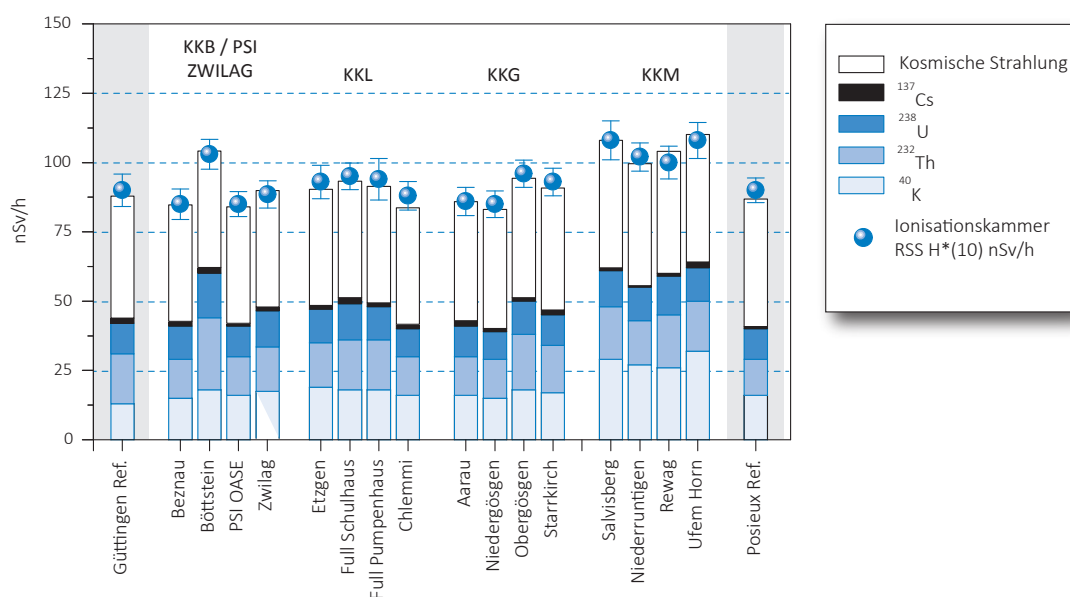


Figure 3:

Beiträge zur Ortsdosis ($H^*(10)$) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2016 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie an den Referenzstandorten Güttingen und Posieux (grau unterlegt) gemessen wurden. Diese Beiträge wurden ausgehend von Messungen durch In-situ-Gammaspektrometrie berechnet. Ausserdem ist das Ergebnis der direkten Messung der Gesamtdosis mit Hilfe einer Ionisationskammer dargestellt. Damit lässt sich die Zuverlässigkeit der Methode abschätzen (siehe auch Kapitel 3.1).

Mikrosievert führen. Die Tritiumkonzentrationen im Niederschlag in der Umgebung der Kernkraftwerke sind 2016 tief geblieben, mit Ausnahme einiger etwas höherer Werte beim Kernkraftwerk Beznau, die aber wahrscheinlich von Abgaben aus dem nahegelegenen PSI herrühren.

Im Gegensatz zu früheren Jahren enthielten die Wasserproben aus Aare und Rhein flussabwärts der Kernkraftwerke 2016 keine messbaren Spuren von ^{54}Mn , ^{58}Co oder ^{60}Co . Dies war in anderen Jahren typischerweise für die August/Septemberproben bei Hagneck der Fall, während der jährlichen Revision des KKW Mühlebergs. Das ^{137}Cs , welches in Wasserproben aus Aare und Rhein vorhanden ist, stammt im Wesentlichen aus der Remobilisierung von alten Ablagerungen (Tschernobyl und Atombombenversuche der 60er Jahre). Klar sichtbar sind die Abgaben der Kernkraftwerke über das Abwasser dagegen in den monatlichen Sedimentproben, wo ^{54}Mn und ^{60}Co regelmässig nachgewiesen werden. In den Sedimentproben bei Hagneck ist während und kurz nach der Revision des KKW Mühleberg auch ^{58}Co nachweisbar.

Die Monatsmittelwerte für Tritium in der Aare und im Rhein blieben meist unter der Nachweisgrenze von 2 Bq/l mit Ausnahme der Monate Mai und Juni wo wie jedes Jahr in der Aare bei Brugg eine leichte Erhöhung der Werte gemessen wurde (10.7 Bq/l). Die Ursache ist die Abgabe von Tritium-haltigem Abwasser durch das KKW Gösgen vor der Revision. Die Resultate der Radioaktivitätsmessungen in Lebensmitteln aus der Umgebung der Kernkraftwerke waren ähnlich wie jene von Proben aus entfernten Gebieten im Mittelland.

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

Wie die Figur 3 zeigt ergaben die Umweltmessungen in der Umgebung der Kernkraftwerke mit Ausnahme der erwähnten Beispiele keine Unterschiede gegenüber Orten ausserhalb des Einflussbereichs der Kernkraftwerke. Die natürliche Radioaktivität dominiert demnach, und die messbaren Kontaminationen sind vorwiegend eine Folge der Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren und des Reaktorunfalls in Tschernobyl (^{137}Cs).

Im Vergleich zur Belastung durch natürliche Quellen oder medizinische Anwendungen führen die Emissionen der Kernkraftwerke für die Bevölkerung nur zu sehr geringen Strahlendosen. Trotzdem gebietet der

Grundsatz der Optimierung, dass die Kontrollen und Studien sorgfältig weitergeführt werden, um den verschiedenen wissenschaftlichen und gesetzlichen Zielsetzungen Rechnung zu tragen und die Öffentlichkeit optimal informieren zu können.

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

Überwachung der Forschungszentren

Beim CERN hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2016 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, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden, namentlich ^{24}Na , ^{41}Ar und ^{131}I in der Luft sowie ^{22}Na und ^{54}Mn im Wasser. Die Strahlenbelastung durch das CERN für die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung bleibt sehr 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.

Beim PSI und beim Zwiilag blieb im Jahr 2016 die Dosis für die Bevölkerung unterhalb von 5 % der für beide Anlagen zusammen maximal erlaubten 0.15 mSv/Jahr. Die Abgabe von kurzlebigen Edelgasen aus den Teilchenbeschleuniger am PSI-West ist für praktisch die ganze für das PSI berechnete Dosis von 0.006 mSv/Jahr verantwortlich. Die Umweltüberwachung wird vom PSI selber sowie mit unabhängigen Messungen durch die Behörden durchgeführt. Ausser einigen sporadisch auftretenden erhöhten Tritiumkonzentrationen im Regenwasser zeigten die Überwachungsmessungen keinen Einfluss der Forschungseinrichtungen des PSI auf die Umwelt.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 8.

Tritium aus der Industrie

Auch Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. Tritium ist in der Schweiz das am häufigsten industriell verwendete Radionuklid und wird zum Beispiel zur Herstellung von Tritiumgas-Leuchtquellen oder von radioaktiven Markern für die Forschung verwendet. Im Jahr 2016 haben alle betroffenen Betriebe die Vorgaben für die Abgabe von radioaktiven Stoffen eingehalten. Das BAG führt ein spezifisches Überwachungsprogramm zur Kontrolle der Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe durch. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer. Die Resultate dieser Überwachungen zeigen einen signifikanten Einfluss der Abgaben auf die Tritiumwerte in Umweltproben (Niederschlag und Nahrungsmittel) aus der unmittelbaren Umgebung dieser Industriebetriebe, besonders in Niederwangen. Dort betrug die Tritiumkonzentration im Niederschlag bei der Station «Firma» im Mittel 405 Bq/l mit einem Maximum von 1'990 Bq/l im August. Dieser Wert entspricht 17 % des in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Immissionsgrenzwertes für öffentlich zugängliche Gewässer. Erhöhte Tritiumwerte fanden sich auch in den anfangs September in der Nachbarschaft des Unternehmens genommenen Lebensmittelproben (Milch, Früchte und Gemüse). Aber auch der höchste Werte - in einem Salat gemessene 212 Bq/l Wasser - bleibt fast fünfmal unterhalb des entsprechenden Toleranzwertes aus der FIV. Ein gesundheitliches Risiko ist beim Konsum dieser Lebensmittel also nicht gegeben.

Mit einem Maximum von 120 Bq/l und einem Mittelwert von 45 Bq/l waren die Tritiumkonzentrationen in den wöchentlichen Regenproben von Teufen/AR, in der Umgebung der Firma RC Tritec, 2016 die tiefsten seit Beginn der Überwachung der Immissionen dieses Unternehmens.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 5, 9.1 und 9.3.

Radium-Altlasten

Der vom Bundesrat im Mai 2015 verabschiedete «Aktionsplan Radium 2015 - 2019» hat das Ziel, die durch die Verwendung von radiumhaltiger Leuchtfarbe bis in die 1960er Jahre entstandenen Altlasten zu bewältigen. Der Aktionsplan beinhaltet namentlich die Messung von mehr als 500 vorwiegend im Jura-bogen gelegenen Gebäuden, in denen früher Ateliers (insb. Heimarbeitsplätze) untergebracht waren, die mit Radium-Leuchtfarbe gearbeitet haben. Seit September 2014 bis Ende 2016 wurden in 200 Gebäuden mit 1051 Wohnungen (oder Gewerbelokalen) eine Radiumdiagnose durchgeführt. Wenn in Innenräumen Spuren von Radium festgestellt werden, evaluiert das BAG anhand von Messergebnissen und Expositionsszenarien die zusätzliche Jahresdosis, der sich die Gebäude-Nutzenden aussetzen könnten. Diese Szenarien sollen ausschliessen, dass jemand, der diese Räumlichkeiten derzeit oder künftig nutzt, einer Strahlung oberhalb des Grenzwertes von 1 Millisievert (mSv) pro Jahr für die Schweizer Bevölkerung, ausgesetzt ist. Zeigt die Abschätzung, dass der Grenzwert von 1 mSv pro Jahr für die dem Radium potenziell am meisten ausgesetzte Person überschritten werden kann, wird entschieden, die Räumlichkeiten zu sanieren. Gärten sind sanierungsbedürftig, wenn die Radiumkonzentration in der Erde den Grenzwert von 1'000 Becquerel pro Kilogramm Trockengewicht (Bq/kg) übersteigt. Bis zum 31. Dezember 2016 wurde ein Sanierungsbedarf in 41 Gebäuden (34 Wohnungen und 21 Gärten) festgestellt. In 14 der zu sanierenden Wohnungen lag die Dosisabschätzung für den meistbetroffenen Bewohner bei 1- 2 mSv/Jahr; in 15 Wohnungen bei 2- 5 mSv/Jahr in 2 Wohnungen bei 5- 10 mSv/Jahr und in 3 Wohnungen zwischen 10 und 15 mSv/Jahr. In den Bodenproben der zu sanierenden Gärten betrug der Durchschnitt der gemessenen Radiumhöchstwerte 8400 Bq/kg. In einem Fall wurde lokal eine Konzentration von bis zu 32'000 Bq/kg gemessen.

Die Überwachung von Deponien mit Verdacht auf radiumhaltige Abfälle bildet einen zweiten Schwerpunkt des Aktionsplans. Hier arbeitet das BAG eng mit dem Bundesamt für Umwelt sowie den betroffenen Gemeinden und Kantonen zusammen. Das Beispiel der ehemaligen Deponie Lischenweg in Biel hat gezeigt, dass es auch heute noch möglich ist auf Deponien stark mit Radium kontaminierte Abfälle zu finden, wenn auch lokal eng begrenzt. Werden solche Deponien geöffnet, so ist es notwendig, den Schutz der Arbeiter zu gewährleisten und die Abgabe des Radiums an die Umwelt zu verhindern. Die Altlastenkataster der Kantone, welche potentiell von der Radonproblematik betroffen sind, umfassen mehr als 8'000 Deponien, welche vor 1970 in Betrieb waren. 2016 wurden die Kriterien festgelegt, um die verschiedenen Fälle zu priorisieren. Bisher sind 44 Deponien, bei welchen eine Sanierung gemäss den Vorgaben der Altlastenverordnung ansteht, vermerkt worden, um weiter abzuklären, ob eine Radiumüberwachung notwendig ist. Die entsprechenden Untersuchungen werden 2017 beginnen. Ist bei einer Altlast keine Sanierung notwendig und sind potentiell radiumhaltige Abfälle unzugänglich, so ist das davon ausgehende Gesundheitsrisiko sehr klein.

Emissionen von Radionukliden aus den Spitälern

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

Zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken kommen auch andere Radionuklide wie ^{90}Y und ^{177}Lu zum Einsatz. Während ersteres immer weniger verwendet wird, hat sich die Gesamtaktivität des eingesetzten ^{177}Lu über die letzten 10 Jahre verdreifacht und übertrifft seit 2015 diejenige von ^{131}I .

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 9.2 und 9.3.

Messungen am menschlichen Körper

Die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung lässt sich durch Ganzkörpermessungen und die Analyse des ^{90}Sr -Gehalts in Milchzähnen und Wirbelknochen von Menschen bestimmen.

Die seit rund 40 Jahren durchgeführten Ganzkörpermessungen am Universitätsspital in Genf konnten im Jahr 2016 weitergeführt werden. Die Resultate der Messungen ergaben ^{137}Cs -Werte, die unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/kg lagen. Für das natürliche ^{40}K wurden im Mittel Werte von rund 57 Bq/kg bei den Frauen und 70 Bq/kg bei den Männern gemessen.

Die ^{90}Sr -Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen liegt heutzutage bei nur einigen Hundertstel Bq/g Kalzium (Figur 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.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 6.1 und 6.2.

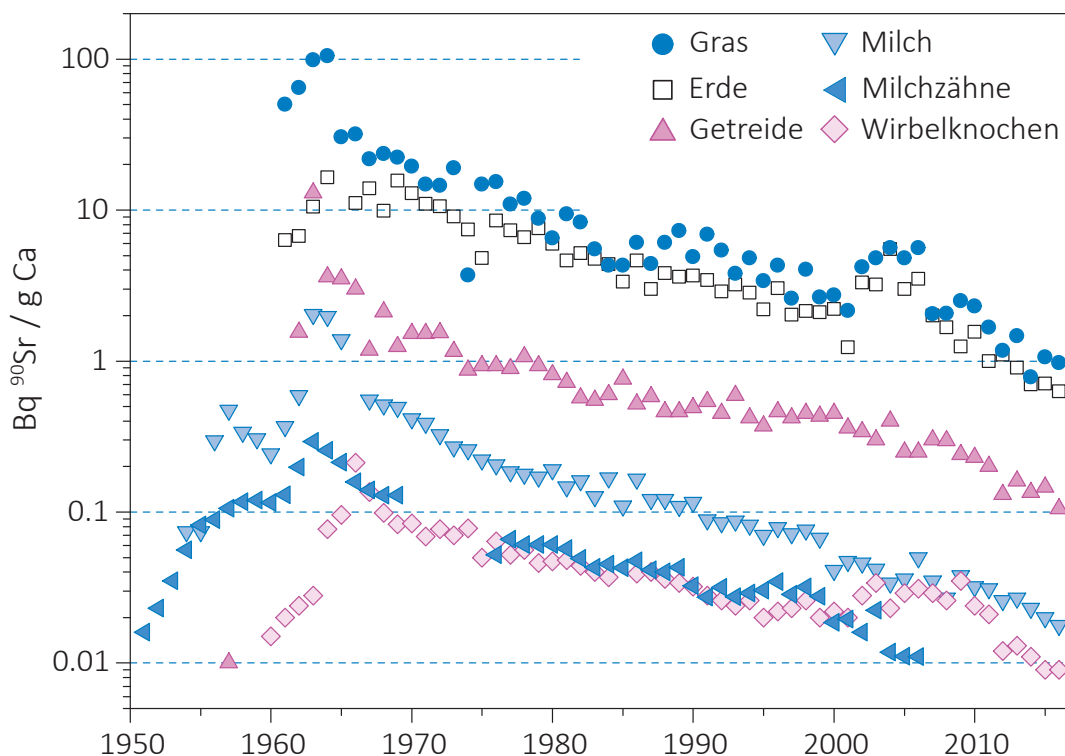


Figure 4:
 ^{90}Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2016 entnommenen Proben (logarithmische Skala).

Beurteilung

In der Schweiz lagen 2016 die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aufgrund künstlicher Strahlenquellen, wie in den Vorjahren, deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko kann daher als sehr klein eingestuft werden.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umweltradioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie beeinflusst, aber auch der Anteil der künstlichen Radioaktivität als Folge der Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl ist 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 zwar seit 1986 kontinuierlich ab, das Radiocäsium aus Tschernobyl ist aber dennoch verantwortlich für die 2016 in einigen Wildscheinfleischproben aus dem Tessin festgestellten Grenzwertüberschreitungen.

Die Ergebnisse der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken und Forschungsanstalten sind vergleichbar mit jenen aus früheren Jahren. Spuren von emittierten Radionukliden können in der Umgebung zwar nachgewiesen werden: zum Beispiel ^{14}C in Blättern oder Kobaltisotope in Sedimenten in der Umgebung von Kernkraftwerken sowie kurzlebige Radionuklide wie ^{24}Na und ^{131}I in der Luft bei Forschungszentren. Die Abgaben, welche diese Spuren in der Umwelt hinterlassen haben sind aber deutlich unterhalb der bewilligten Mengen und sie haben zu keinen Immissionsgrenzwertüberschreitungen geführt.

Die Überwachung der Tritium-verarbeitenden Industrien zeigt in deren unmittelbarer Nähe einen deutlich messbaren Einfluss von Tritium auf die Umwelt (Regen und Lebensmittel). Auch hier wurden die Grenzwerte eingehalten. Die maximale gemessene Konzentration entspricht einer Ausschöpfung von 17% des Immissionsgrenzwertes für Tritium in öffentlich zugänglichen Gewässern.

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

Chapitre / Kapitel 2

Strahlenexposition der Bevölkerung

Exposition de la
population aux
rayonnements
ionisants

2.1

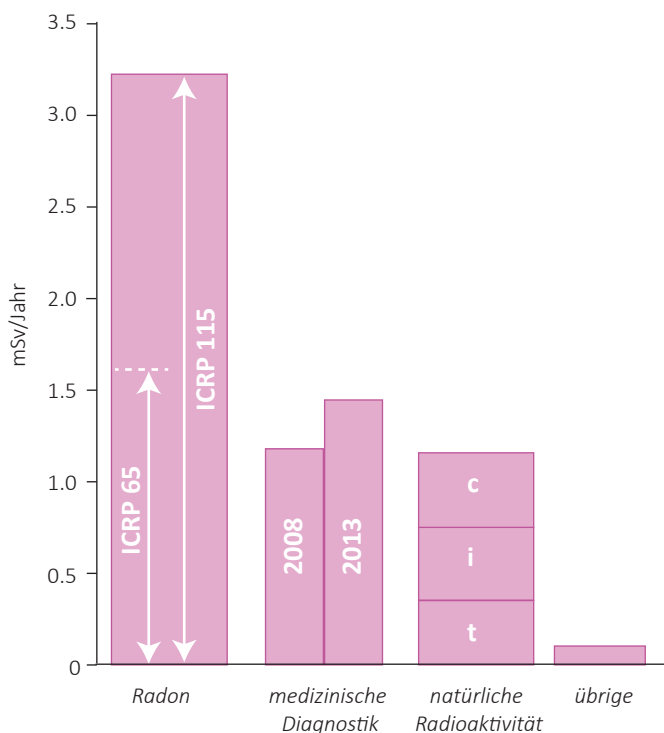
Strahlenexposition der Bevölkerung

P. Steinmann, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität URA / BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Der grösste Anteil an der Strahlenbelastung der Bevölkerung stammt vom Radon in Wohn- und Arbeitsräumen sowie von medizinischen Untersuchungen. Die Bevölkerung ist von diesen Strahlungsquellen unterschiedlich stark betroffen. Bei Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, gab es 2016 eine Überschreitung eines Grenzwertes.



Figur 1: Durchschnittliche Strahlendosen der Schweizer Bevölkerung [mSv pro Jahr pro Person]. Die Belastung durch Radon muss nach der neuen Beurteilung (ICRP 115, 2010) deutlich höher eingeschätzt werden als zuvor (ICRP 65). Der Wert für die medizinische Diagnostik beruht auf der Erhebung von 2008 bzw. auf der Zwischenerhebung von 2013. Die natürliche Exposition setzt sich aus terrestrischer Strahlung (t), Inkorporation (i) und kosmischer Strahlung (c) zusammen. Zu «übrige» gehören Kernkraftwerke und Forschungsanstalten sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt.

Strahlendosen der Bevölkerung

Die Strahlenexposition der Bevölkerung wird aus den Strahlendosen natürlicher und künstlicher Strahlenquellen ermittelt. Die drei wichtigsten Ursachen für die Strahlenbelastung der Bevölkerung sind das Radon in Wohnungen, die medizinische Diagnostik sowie die natürliche Strahlung (Figur 1). Für alle künstlichen Strahlenexpositionen (ohne Medizin) gilt für die allgemeine Bevölkerung ein Dosisgrenzwert von 1 mSv pro Jahr. Die berufliche Strahlenbelastung, insbesondere für Junge und Schwangere, ist durch besondere Bestimmungen geregelt.

Strahlenbelastung durch Radon

Radon-222 und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen liefern den grössten Dosisbeitrag für die Bevölkerung. Diese Nuklide gelangen über die Atemluft in den Körper. Die internationale Strahlenschutzkommission ICRP schätzt heute das Lungenkrebsrisiko aufgrund von Radon etwa doppelt so hoch ein wie in früheren Einschätzungen (ICRP 115, 2010). Folglich muss die durchschnittliche «Radondosis» für die Schweizer Bevölkerung auch nach oben korrigiert werden. Sie beträgt mit den neuen Risikofaktoren etwa 3.2 mSv pro Jahr statt den 1.6 mSv, die mit den alten Dosisfaktoren aus der Publikation ICRP 65 geschätzt wurden. Die Radonbelastung der Bevölkerung ist nicht einheitlich. Der angegebene Mittelwert leitet sich aus der durchschnittlichen Radonkonzentration von 75 Bq/m³ ab.

Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die Dosis aufgrund medizinischer Anwendungen (Röntgendiagnostik) beträgt auf die gesamte Bevölkerung umgerechnet 1.2 mSv/Jahr pro Person (Auswertung der Erhebung 2008) bzw. 1.4 mSv/Jahr pro Person (Auswertung der Zwischenerhebung 2013). Mehr als zwei Drittel der jährlichen kollektiven Strahlendosis in der Röntgendiagnostik verursachen computertomografische Untersuchungen. Wie beim Radon ist die Belastung durch die medizinische Diagnostik ungleichmässig verteilt. Rund zwei Drittel der Bevölkerung erhalten praktisch keine Dosis durch Diagnostik, bei einigen wenigen Prozenten der Bevölkerung sind es mehr als 10 mSv.

Terrestrische und kosmische Strahlung

Die Dosis aufgrund der terrestrischen Strahlung (d.h. Strahlung aus Boden und Fels) macht im Mittel 0.35 mSv pro Jahr aus und hängt davon ab, wie der Untergrund zusammengesetzt ist. Die Dosis durch kosmische Strahlung beträgt im Mittel etwa 0.4 mSv pro Jahr. Die kosmische Strahlung nimmt mit der Höhe über Meer zu, da dadurch die abschwächende Lufthülle der Erde dünner wird. In 10 km Höhe ist die kosmische Strahlung deshalb rund 100-mal stärker als auf 500 m über Meer. Aus diesem Grund ergibt ein Überseeflug (retour) eine Exposition von typischerweise rund 0.06 mSv. Das Flugpersonal kann eine Dosis von bis zu einigen mSv pro Jahr erhalten.

Radionuklide in der Nahrung und im Tabak

Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den menschlichen Körper und führen zu Dosen von rund 0.35 mSv. Das ^{40}K 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 ^{137}Cs und ^{90}Sr von den Kernwaffenversuchen der 1960er-Jahre und vom Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die regelmässigen Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergeben heute Dosen durch aufgenommenes ^{137}Cs von weniger als einem Tausendstel mSv pro Jahr.

Bei Rauchern und Raucherinnen führt das Inhalieren von natürlichen Radioisotopen, welche im Tabak enthalten sind, zu einer zusätzlichen Strahlendosis. Gemäss neueren Studien liegt der Mittelwert für die effektive Dosis beim Rauchen von einem Paket Zigaretten (20 Stück) täglich bei 0.2 - 0.3 mSv pro Jahr.

Übrige (künstliche) Strahlenquellen

Zu den bisher erwähnten Strahlendosen kommt ein geringer Beitrag von ≤ 0.1 mSv pro Jahr aus den Strahlenexpositionen durch Kernkraftwerke, Industrie, Forschung, Medizin, Konsumgüter und Gegenstände des täglichen Lebens sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt. Der radioaktive Ausfall durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 und den oberirdischen Kernwaffenversuchen (1960er-Jahre) machen heute nur noch wenige Hundertstel mSv pro Jahr aus. Die Dosis durch die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen nach dem Reaktorunfall in Fukushima 2011 ist in der Schweiz vernachlässigbar. Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken, dem PSI und dem CERN ergeben bei Personen, die in unmittelbarer Nähe wohnen, Dosen von höchstens einem Hundertstel mSv pro Jahr.

Berufliche Strahlenexposition

Im Berichtsjahr waren in der Schweiz ca. 95'000 Personen beruflich strahlenexponiert. Diese Zahl steigt kontinuierlich (+ 30% seit 2004), ca. 75% dieser Personen arbeiten im medizinischen Bereich. Im Rahmen seiner Aufsichtstätigkeit untersucht das BAG in den Bereichen Medizin und Forschung alle Ganzkörperdosen über 2 mSv im Monat sowie alle Extremitätendosen über 10 mSv. Die meisten erhöhten Dosen gab es in den dosisintensiven Bereichen Nuklearmedizin und interventionelle Radiologie. Im Berichtsjahr war eine Überschreitung des Jahresgrenzwertes zu verzeichnen. Bei einem in der Nuklearmedizin tätigen Arzt wurde eine Ganzkörperdosis von 24 mSv gemessen. Trotz einer sorgfältigen Untersuchung durch das BAG und das betroffene Spital konnte keine Ursache für die Dosis ermittelt werden. Die restlichen Monatsdosen des betroffenen Arztes waren unauffällig.

Der ausführliche Jahresbericht «Dosimetrie der beruflich strahlenexponierten Personen in der Schweiz» wird im Sommer 2017 auf www.bag.admin.ch/dosimetrie-jb publiziert werden.

2.2

Exposition de la population aux rayonnements ionisants

P. Steinmann, S. Estier

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

Résumé

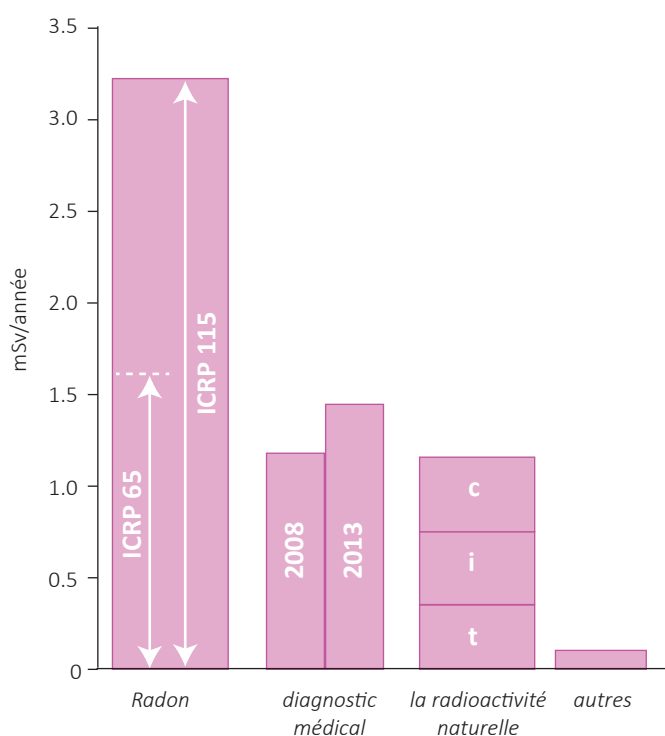
La plus grande partie de l'exposition de la population aux rayonnements est due au radon dans les habitations et sur les lieux de travail, ainsi qu'aux examens médicaux. L'exposition à ces sources varie largement d'un individu à l'autre. Concernant les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession, un dépassement de limite de dose a été observé en 2016.

Doses de rayonnement reçues par la population

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

Doses de rayonnement dues au radon

Le radon ^{222}Rn et ses descendants radioactifs, présents dans les locaux d'habitation et professionnels, constituent la majeure partie de la dose de rayonnement reçue par la population. Ces radionucléides pénètrent dans le corps par l'air respiré. La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) estime que le risque de cancer du poumon dû au radon est environ deux fois plus élevé que lors de son évaluation précédente (CIPR 115, 2010). En conséquence, la dose moyenne de radon à laquelle la population suisse est exposée doit être corrigée vers le haut. Elle s'élève maintenant à 3.2 au lieu de 1.6 mSv par an, valeur qui avait été calculée sur la base des anciens facteurs de dose figurant dans la publication 65 de la CIPR. A noter toutefois que la dose de rayonnement due au radon n'est pas la même partout. La valeur moyenne est calculée à partir de la concentration moyenne de radon, à savoir 75 becquerels par mètre cube (Bq/m^3).



Figur 1:

Doses moyennes de rayonnement reçues par la population suisse [en mSv/an/ personne]. La dose inhérente au radon est, selon la nouvelle évaluation de la CIPR (115, 2010), sensiblement revue à la hausse par rapport à l'estimation de la CIPR 65. La dose induite par le radio-diagnostic médical a légèrement augmenté depuis l'enquête de 2008 (enquête intermédiaire de 2013). La dose provenant de la radioactivité naturelle résulte du rayonnement terrestre (t), de l'incorporation (i) et du rayonnement cosmique (c). La rubrique « autres » englobe les centrales nucléaires, les instituts de recherche ainsi que les radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement.

Doses de rayonnement dues au diagnostic médical

La dose moyenne reçue par la population par le biais d'applications médicales (diagnostic radiologique) est de 1.2 mSv par an et par personne selon l'évaluation de l'enquête de 2008 et de 1.4 mSv par an et par personne selon l'évaluation de l'enquête intermédiaire de 2013. Plus des deux tiers de la dose collective annuelle en radiodiagnostic sont dus aux examens de tomodensitométrie. Comme dans le cas du radon, l'exposition par le diagnostic médical est très inégalement répartie entre les personnes. Environ deux tiers de la population ne reçoit pratiquement aucune dose associée au radiodiagnostic, alors que la dose excède 10 mSv pour un faible pourcentage de la population.

Rayonnement terrestre et cosmique

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

Aliments et tabac

Des radionucléides naturels sont également assimilés dans le corps humain via l'alimentation et produisent une dose moyenne d'environ 0.35 mSv par an, la part la plus importante provenant du potassium ^{40}K fixé dans les tissus musculaires (environ 0.2 mSv par an). En plus du ^{40}K , les aliments contiennent des radionucléides issus des séries naturelles de l'uranium et du thorium. On y trouve aussi des radionucléides artificiels, principalement du césium 137 (^{137}Cs) et du strontium 90 provenant des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années 1960 ainsi que de l'accident de Tchernobyl, survenu en avril 1986. Les mesures au corps entier régulièrement réalisées sur des collégiens ont montré que les doses liées à l'incorporation de ^{137}Cs étaient inférieures à un millième de mSv par an.

Chez les fumeurs, l'inhalation de radionucléides naturels qui sont contenus dans le tabac conduit à une dose supplémentaire. D'après les études récentes, fumer un paquet de cigarettes (20) par jour occasionne une dose efficace moyenne s'élevant à 0.2 - 0.3 mSv par an.

Autres sources de rayonnement (artificielles)

Aux doses de rayonnement mentionnées précédemment vient s'ajouter une faible contribution, $\leq 0,1$ mSv par an, qui comprend l'irradiation due aux centrales nucléaires, aux industries, à la recherche et à la médecine, aux biens de consommation et aux objets usuels ainsi qu'aux radioisotopes artificiels présents dans l'environnement. Notons que les doses occasionnées par les retombées de l'accident de Tchernobyl et par les essais nucléaires atmosphériques des années 1960, ne représentent plus aujourd'hui que quelques centièmes de mSv par an. Les doses provenant de la dispersion des substances radioactives après l'accident du réacteur nucléaire de Fukushima sont négligeables en Suisse. Les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses, du PSI ou du CERN, et qui sont attribuables aux substances radioactives émises par ces installations dans l'air et dans les eaux usées, atteignent au maximum un centième de mSv par an.

Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel

En Suisse, environ 94'000 personnes ont été exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession en 2016. Ce nombre est en constante augmentation (+30% depuis 2004); environ 75% de ces personnes travaillent dans le domaine médical. Dans les secteurs de la médecine et de la recherche, l'OFSP effectue une analyse en cas de dépassement de 2 mSv pour la dose mensuelle au corps entier ainsi que pour les doses aux extrémités dépassant 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. Un dépassement de la limite de dose annuelle a été constaté en 2016, une dose au corps entier de 24 mSv ayant été mesurée chez un médecin de médecine nucléaire. Malgré des études approfondies menées par l'OFSP et par l'hôpital en question, il n'a pas été possible d'en déterminer la cause, les doses mensuelles restantes du médecin concerné étant passées inaperçues. Une statistique détaillée figure dans le rapport annuel «Dosimétrie des personnes exposées aux radiations dans l'exercice de leur profession en Suisse», qui sera publié sur www.bag.admin.ch/dosimetrie-rapports en été 2017.

Chapitre / Kapitel 3

**Externe
Strahlung**

**Rayonnement
externe**

3.1

Mesures in situ & exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

Section Radioactivité de l'environnement, URA, Office fédéral de la santé publique OFSP, 3003 Berne

Résumé

En 2016, les mesures in situ ont essentiellement porté sur le voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en ^{137}Cs issue des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans les régions montagneuses (Alpes, Jura) par rapport au Plateau suisse, les résultats in situ 2016 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

Des mesures in situ ainsi que la cartographie de l'exposition ambiante ont également été réalisées dans le cadre du plan d'action radium de l'OFSP, notamment sur des décharges dans la région de Bienne.

Introduction

Le suivi permanent de l'exposition ambiante repose en Suisse sur les réseaux NADAM (échelle nationale) et MADUK (voisinage des installations nucléaires). L'objectif de ces réseaux en alerte 24h sur 24 est de signaler des augmentations anormales de l'exposition ambiante. Ces mesures, comme celles des dosimètres à thermoluminescence, recensent l'exposition ambiante globale sans permettre d'en distinguer les composantes individuelles. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons en surveillance normale visent, quant à elles, avant tout la mise en évidence de traces de radionucléides. Les résultats ont un caractère très local et ne renseignent pas sur l'exposition ambiante. Pour combler cette lacune, les laboratoires mobiles de l'OFSP (Section URA, Berne), de l'IFSN (Brugg), 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 coefficients de conversion actuellement utilisés au laboratoire de l'OFSP sont détaillés plus bas^{2,3}.

Lors d'une mesure sur le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ global est mesuré simultanément sur le site à l'aide d'une chambre d'ionisation. L'analyse du 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 naturelles de l'²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, sont résumés dans le tableau 1^{2,3}.

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

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

où Z est l'altitude en km.

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

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

Tableau 1 :

Facteurs de conversion de l'activité spécifique en débit d'équivalent de dose ambiant $H^(10)$ utilisés par l'OFSP pour les séries naturelles de l'²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol^{2,3}.*

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

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 <https://www.bag.admin.ch/dam/bag/fr/dokumente/str/kommission-strahlenschutz/stellungnahmen-dosimetrie/2010-empfehlung-umrechnungs-faktoren-gammaspektrometrie.pdf.download.pdf/2010-empfehlung-umrechnungs-faktoren-gammaspektrometrie.pdf>

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

Résultats in situ 2016

Conformément au programme de surveillance habituel, les mesures in situ ont été réalisées au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) et des centres de recherche (PSI, ZWILAG, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. Des mesures par spectrométrie gamma in situ ont également été effectuées sur les trois sites de référence pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse, à savoir Grangeneuve-Posieux/FR, Güttingen/TG et Cadenazzo/Ti. En 2016, cette technique de mesure a par ailleurs été mise en œuvre pour la détection du ^{226}Ra dans le cadre des examens de sites contaminés par des héritages radiologiques du passé, notamment à Bienne et à La Chaux-de-Fond.

Les contributions respectives au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ des différents radionucléides identifiés par spectrométrie gamma in situ (descendants compris pour les séries naturelles) sont représentées sur les figures 1 à 3 pour les principaux sites suisses examinés en 2016 (hors sites contaminés au radium). Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris pour 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.

La figure 1 montre que les radionucléides détectés au voisinage des centrales nucléaires et du PSI ainsi que leur contribution au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ se distinguent généralement peu de ceux enregistrés sur les sites de référence, situés hors influence de ces installations, comme Güttingen ou Posieux. L'exception notable est le site du PSI Forum qui sera discuté plus loin. Le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur l'ensemble de ces sites en 2016 est le ^{137}Cs .

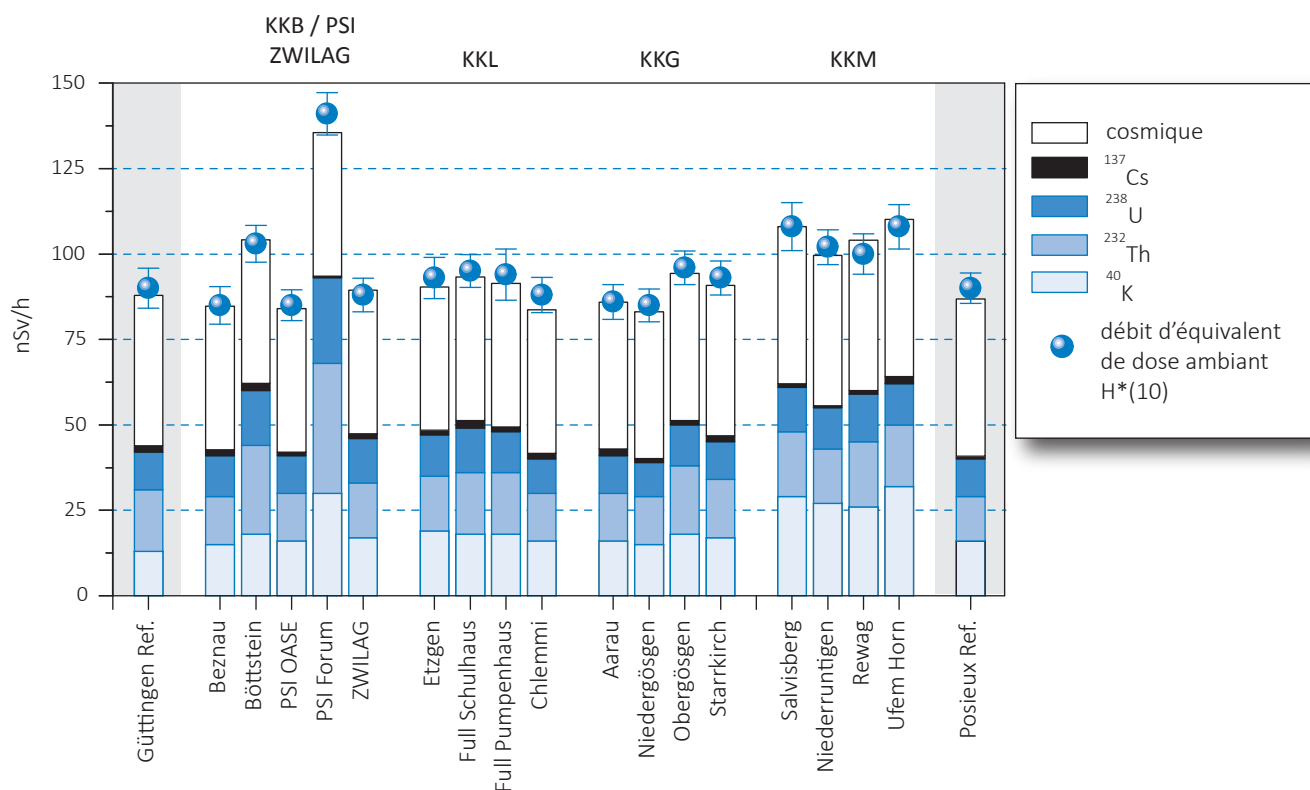


Figure 1 :

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 2016 ainsi qu'aux points de référence de Güttingen/TG et Posieux/FR (en grisé). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Les valeurs plus élevées de débit de dose enregistrées au voisinage de la centrale de Mühleberg et en particulier à Salvisberg et Ufem Horn (fig. 1) sont d'origine naturelle. Elles sont en effet essentiellement dues aux concentrations plus importantes de ^{40}K dans le sol, ainsi que, dans une moindre mesure, au rayonnement cosmique légèrement plus élevé en raison de l'altitude supérieure de ces sites. A noter également que les résultats des mesures effectuées à Rewag diffèrent de ceux enregistrés par le passé. Les travaux de construction de la citerne d'eau potable (terminés en 2016) ont rendu l'accès à l'ancien point de mesure impossible. Ce point a donc été déplacé d'environ 300 mètres. La composition du remblai déposé sur le site suite aux aménagements diffère de celle du sol originellement présent et qui était essentiellement composé de sable. Ceci explique l'augmentation des valeurs de ^{40}K , ^{228}Ac et ^{214}Bi (séries Th/U) par rapport aux résultats des mesures des années précédentes.

La cartographie de l'exposition ambiante réalisée au PSI ayant démontré une augmentation significative du débit d'équivalent de dose ambiant à proximité du PSI FORUM (fig. 4), des mesures in situ supplémentaires ont été réalisées en ce point. Les mesures in situ (voir fig. 1) et les divers prélèvements de sols réalisés par l'OFSP (URA) et le PSI ont indiqué une augmentation des concentrations des radionucléides naturels ^{40}K , ^{228}Ac et ^{214}Bi . A l'exception d'une faible concentration du ^{137}Cs , aucun autre radionucléide artificiel n'a pu être mis en évidence. La composition du remblai utilisé suite aux travaux, dont la provenance n'est pas connue, diffère ainsi de celle du sol de la région et explique l'augmentation mesurée.

La figure 2 montre les résultats des mesures in situ réalisées au voisinage du CERN en 2016. Comme par le passé, ces résultats ne se distinguent pas significativement de ceux enregistrés sur le site de référence de Posieux, si ce n'est par la détection de faibles traces d' ^{41}Ar dans l'air dans l'enceinte du centre de recherche (BAT 588). Ce gaz rare de courte période (demi-vie de 109.6 minutes) est produit dans les accélérateurs du centre de recherche.

Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs , issue des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de l'accident de Tchernobyl (1986), est toujours clairement visible. Comme le montre la figure 3, les concentrations de ce radionucléide dans le sol varient de façon importante d'un site à l'autre au sein du canton, il s'avère donc difficile de définir une valeur de référence unique pour la contamination du sol en ^{137}Cs au Tessin. Ces variations s'expliquent d'une part par les différences

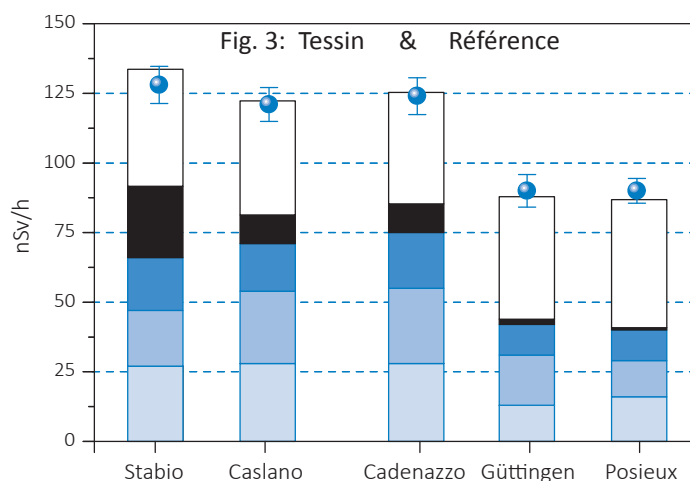
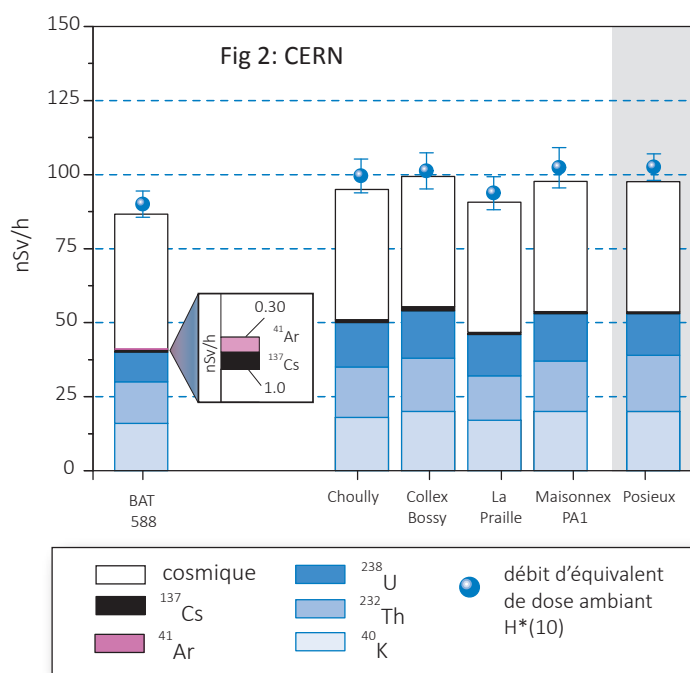


Figure 2 & 3: Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2016 au voisinage du CERN (fig. 2) ainsi qu'au point de référence de Posieux (en grisé), au Tessin ainsi que sur les 3 sites de référence (fig. 3). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

de dépositions initiales, directement proportionnelles aux précipitations lors du passage du nuage radioactif post-tchernobyl, et en fonction de l'altitude pour les contributions des essais atomiques des années 50 et 60, et d'autre part par les différences de nature et de traitement des sols depuis 1986 (travaux, sols retournés ou non, etc.).

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

En 2016, des mesures in situ ainsi que la cartographie de l'exposition ambiante ont également été réalisées dans le cadre du plan d'action radium de l'OFSP, notamment sur des décharges et dans les jardins de bâtiments dans lesquels des peintures luminescentes au radium ont été utilisées dans les années 1920 à 1960. En plus de fournir une information plus globale sur la contamination en radium du sol par rapport aux mesures d'échantillons en laboratoire, cette technique permet également d'estimer la contribution éventuelle du ^{226}Ra d'origine artificielle à l'exposition ambiante, en plus de sa part naturelle toujours présente (voir aussi chapitre 9.5, rapport annuel 2014). Les résultats des mesures effectuées en 2016 dans la décharge du Marais de Mâche, dans la région de Bienne, sont détaillés au chapitre 9.4.

Un exercice d'intercomparaison de spectrométrie gamma in situ a par ailleurs regroupé des équipes en provenance de Suisse (IFSN, IRA, Labor Spiez, URA) et de France (IRSN) dans la région du lac d'Emosson et des mines de sel de Bex en 2016. Les résultats de cet intercomparaison feront l'objet d'une publication séparée.

Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2016 ont permis de caractériser les sites d'intérêt du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses), d'information du public (plan d'action radium) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs des retombées des essais nucléaires et de Tchernobyl).

De manière générale, elle a permis de distinguer les composantes naturelles et artificielles de la radioactivité gamma et de s'assurer de la pertinence de l'information acquise par comparaison du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation.

Au niveau national, même si les concentrations plus élevées de ^{137}Cs dues aux retombées de Tchernobyl sont toujours plus importantes au Tessin et localement dans les régions montagneuses par rapport au plateau Suisse, les résultats, en termes d'exposition du public, n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population.

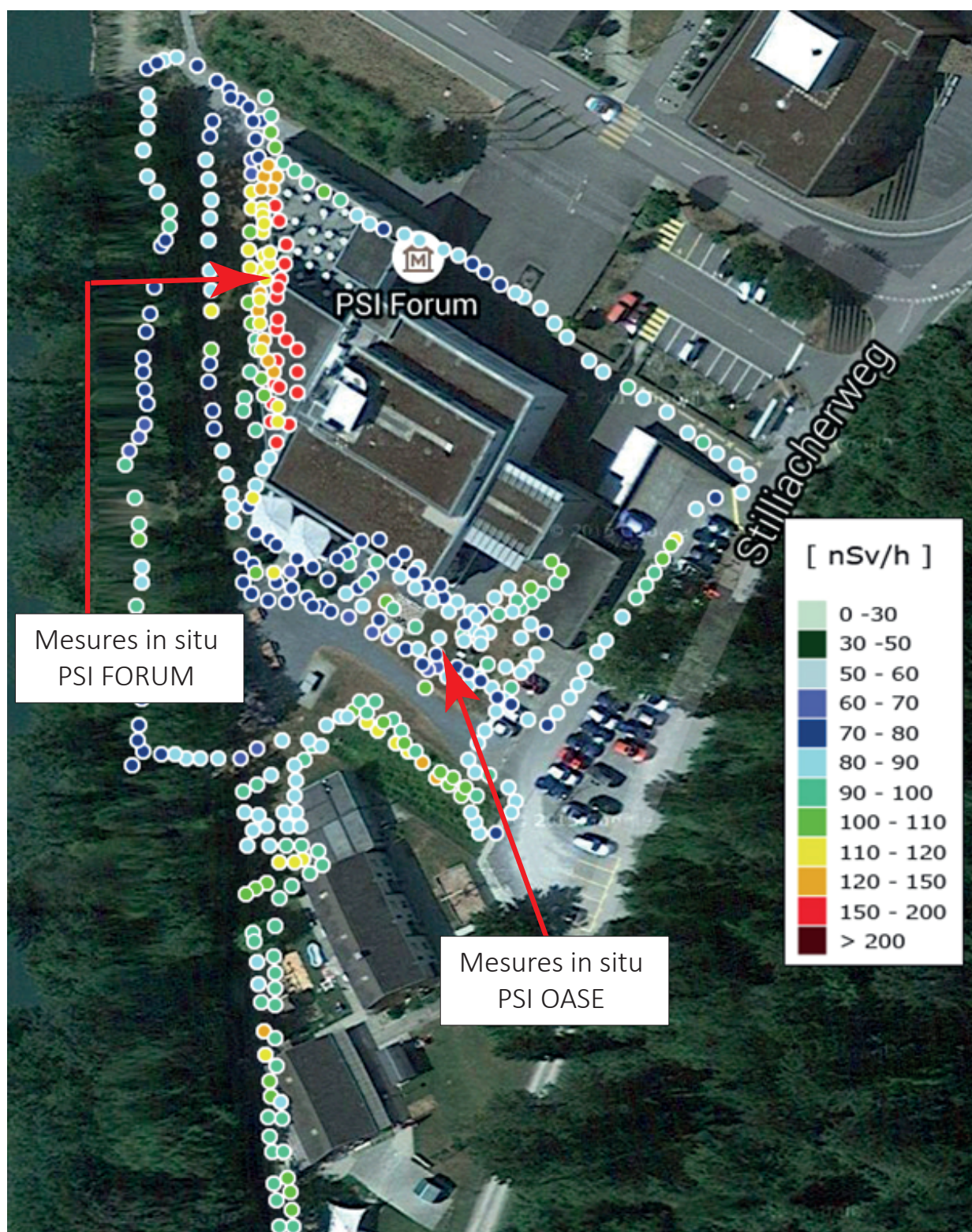


Figure 4:

Mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ mesurées à l'aide d'un Automess au voisinage du PSI FORUM en 2016.

3.2

Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

Cristina Poretti (Danzi), Franziskus Stoffel

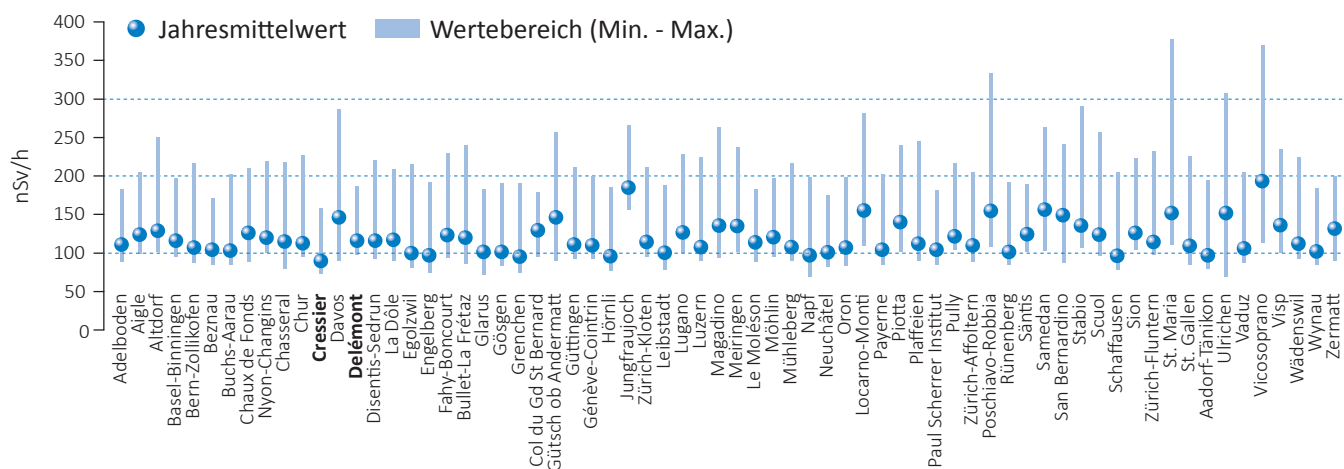
Nationale Alarmzentrale NAZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS,
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

Zusammenfassung

Das Netz für die automatische Dosisleistungsalarmierung und -messung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz. Das Netz besteht aus 68 Stationen (Stand 31.12.2016), die über die ganze Schweiz verteilt sind. Alle Stationen messen in 10-Minuten-Intervallen die γ -Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$).

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

Im Jahr 2016 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.



Figur 1:

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2016 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Erfahrungsbereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen 10-Min-Wert der Sonden im Jahr 2016. Die Stationen Cressier und Delémont sind fett markiert, da sie im Verlauf von 2016 neu in Betrieb genommen wurden.

Einleitung

Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 68 über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 31.12.2016) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

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

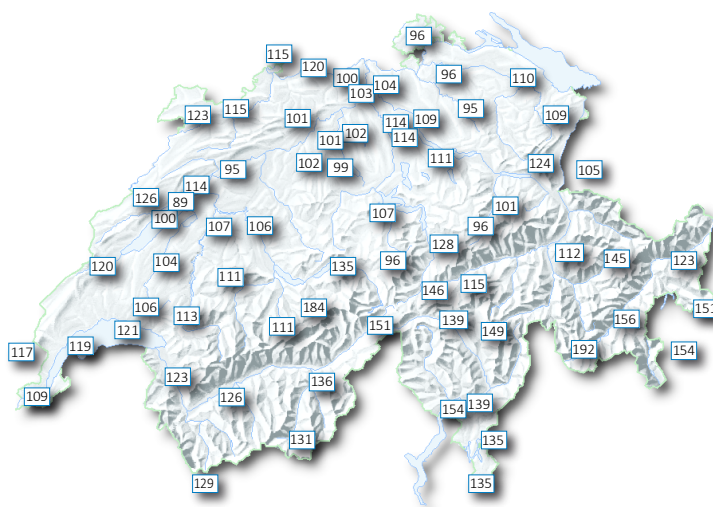
Das NADAM-Netz wird von der NAZ betrieben. Die NAZ ist die Fachstelle des Bundes für ausserordentliche Ereignisse. Im Bereich «erhöhte Radioaktivität» hat sie besonders umfangreiche Aufgaben: Warnung der Behörden, Information der Bundesstellen, der Kantone und der internationalen Kontaktstellen (IAEA, EU). Sie kann bei unmittelbarer Gefährdung zudem die Alarmierung und Sofortmassnahmen zum Schutz der Bevölkerung anordnen. Das NADAM-Netz dient also als Frühwarnsystem. Wird die Alarmschwelle (1 mikroSv/h) überschritten, löst dies in der NAZ eine Alarmmeldung aus. In der NAZ wird der Wert verifiziert (Ausschluss von technischen Problemen, Überprüfung der meteorologischen Daten und Vergleich mit Nachbarstationen), eventuell werden weitere Messmittel für Abklärungen vor Ort aufgeboden. Bei einem ernsthaften Verdacht auf eine mögliche radiologische Gefährdung wird die ganze NAZ aufgeboden und die Behörden des betroffenen Kantons orientiert. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt das NADAM-Netz die NAZ bei der Bestimmung des gefährdeten Gebietes und der Beurteilung der allfällig notwendigen Massnahmen. Die ODL-Werte der NADAM-Sonden werden täglich zweimal auf der Internetseite der NAZ (www.naz.ch) publiziert. Im Ereignisfall oder nach Bedarf kann der Publikationsrhythmus erhöht werden. Unter der Rubrik «Aktuell» können die Stundenmittelwerte der letzten drei Tage sowie die Tagesmittelwerte vom Vortag abgerufen werden. Im Jahr 2016 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen. Es wurden nur einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung registriert.

2016 konnten im Zuge der Erweiterung des NADAM-Netzes die beiden Stationen Cressier (NE) und Delémont (JU) in Betrieb genommen werden. Weitere 8 Messstandorte der MeteoSchweiz werden bis Ende 2018 neu mit NADAM-Sonden ausgerüstet werden. Zudem konnte 2016 bei 13 NADAM-Stationen die redundante satellitenbasierte Datenübermittlung eingeführt werden. 2 weitere Standorte werden 2017 folgen. Beide Projekte werden in Zusammenarbeit mit MeteoSchweiz durchgeführt.

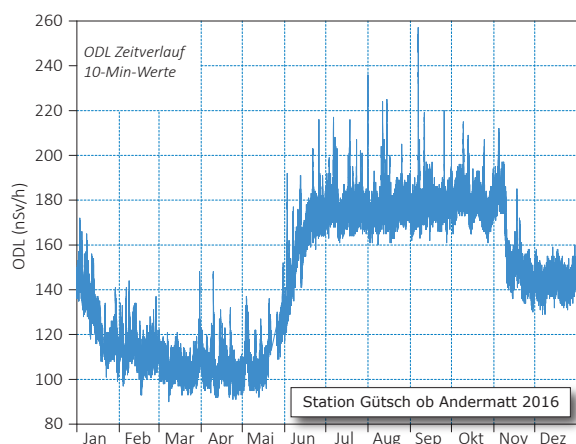
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2016

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

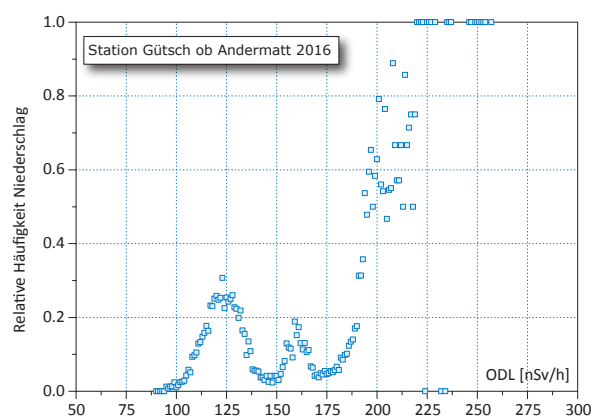
Wie jedes Jahr wurden die bisherigen Erfahrungsbereiche anhand der aktuellen Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst. Der Erfahrungsbereich hilft bei der automatischen Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten, die unter der Schwelle von 1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



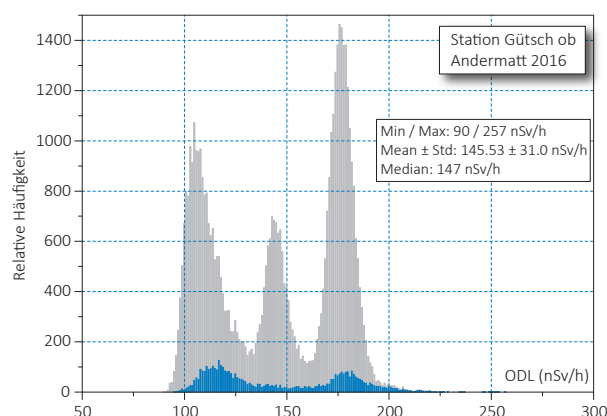
Figur 2:
Karte der Jahresmittelwerte 2016 aller NADAM-Sonden in Nanosievert pro Stunde, basierend auf den 10-Min-Werten. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 89 und 192 nSv/h.



Figur 3: Zeitverlauf der 10-Min-Werte für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2016. Deutlich sichtbar sind die niedrigeren Ortsdosisleistungswerte während des langen Winters 2015/16, in denen der Schnee die terrestrische Strahlung abschirmt.



Figur 4: Korrelation zwischen den 10-Min-Werten und den Niederschlägen für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2016. Die Ortsdosisleistungswerte über 215 nSv/h korrelieren gut mit Niederschlägen.



Figur 5: Verteilung der 10-Min-Werte für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2016; grau: alle Messwerte; blau: Messwerte während Niederschlägen. Sichtbar Die drei grauen Spitzen zeigen die häufigsten Messwerte im Winter (erste und zweite Spitzen von links) und im Sommer (dritte Spitze, rechts). Die höchsten Ortsdosisleistungswerte werden praktisch immer bei Niederschlägen gemessen.

Eine detailliertere Analyse der Station Gütsch ob Andermatt

Die natürlich bedingte Ortsdosisleistung (ODL) wird vom Standort (geologischer Untergrund, Höhe über Meer) und von den meteorologischen Verhältnissen (Regen, Schneedecke) beeinflusst. Der geologische Untergrund bestimmt den Beitrag der terrestrischen Strahlung zur Ortsdosisleistung. In alpinen Gebieten mit uran- und thoriumhaltigem Gestein ist der Anteil der natürlichen Radioaktivität im Boden höher als z.B. im Mittelland. Dies führt zu einer höheren terrestrischen Strahlung.

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

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

Die Schwankungen des ODL-Verlaufs einer Station innerhalb eines Jahres reflektieren dann grösstenteils die variablen meteorologischen Verhältnisse am Standort (siehe Figur 3). In Figur 3 kann man die Einflüsse von Regen und Schnee auf die ODL-Daten gut erkennen. Einerseits erkennt man, dass während der langen Periode mit einer Schneedecke die terrestrische Strahlung abgeschirmt wird und damit die ODL-Werte deutlich tiefer liegen als in den schneefreien Sommermonaten. Den gleichen Effekt erkennt man auch an den minimalen 10-Minuten-Werten der Stationen Ulrichen (-54% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Vicosoprano (-41%) sowie San Bernardino (-41%) (siehe Figur 1).

Andererseits beobachtet man einzelne Spitzen nach oben. Diese sind auf Niederschläge zurückzuführen, welche die Folgeprodukte des natürlich vorkommenden Radons (^{222}Rn) auswaschen und am Boden deponieren. Da die Folgeprodukte eine kurze Halbwertszeit haben, normalisieren sich die ODL-Werte innerhalb weniger Stunden wieder. Nach einer längeren Trockenperiode können die 10-Minuten-Werte der ODL bei Gewittern um bis zu Faktor zwei erhöht sein.

In Figur 4 ist die Korrelation der ODL-Daten mit dem Niederschlag dargestellt. Die ODL-Daten über 215 nSv/h korrelieren in den allermeisten Fällen mit Niederschlägen. Die ODL-Spitzen, die man in Figur 3 beobachtet, lassen sich damit sehr gut mit den Niederschlägen erklären. Der Niederschlagseffekt zeigt sich auch sehr gut in den maximalen 10-Minuten-Werten der Stationen Santa Maria (+150% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Plaffeien (+120%), Egolzwil (+117%) und Robbia (+117%) (Figur 1).

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

Bei der grauen Kurve sind drei lokale Maxima sichtbar. Das erste Maximum, das ungefähr bei 105 nSv/h liegt, entspricht dem häufigsten Wert mit geschlossener Schneedecke in den ersten Jahreshälfte 2016 (Januar- Mitte Juni).

Das zweite Maximum (bei ungefähr 145 nSv/h) entspricht dem häufigsten Wert in den Winterperiode Mitte November - Dezember. Der häufigste Wert an Tagen ohne Schneedecke ist 176 nSv/h und entspricht dem dritten Maximum. Die blaue Kurve zeigt den Effekt der Niederschläge nochmals gut auf: Die höchsten ODL-Messwerte wurden während Niederschlagsperioden gemessen.

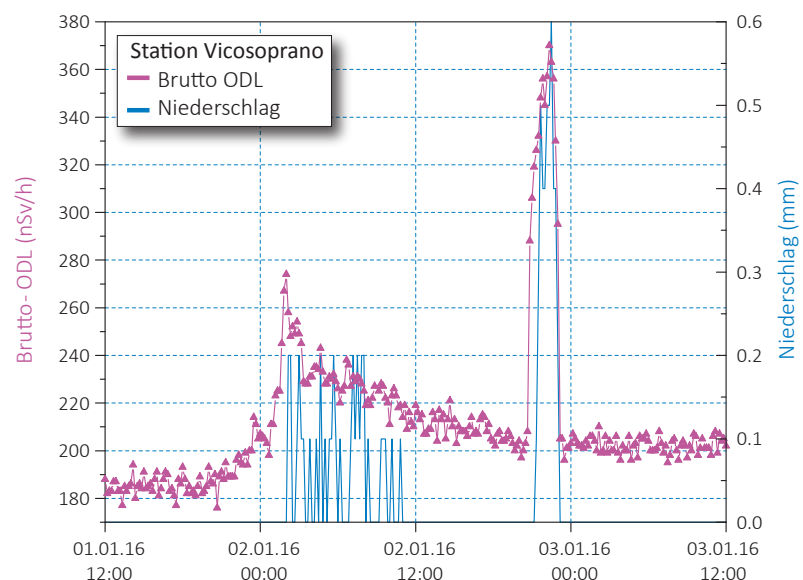
Jahresmittelwert, häufigster Wert, Minimum und Maximum der NADAM-Stationen

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

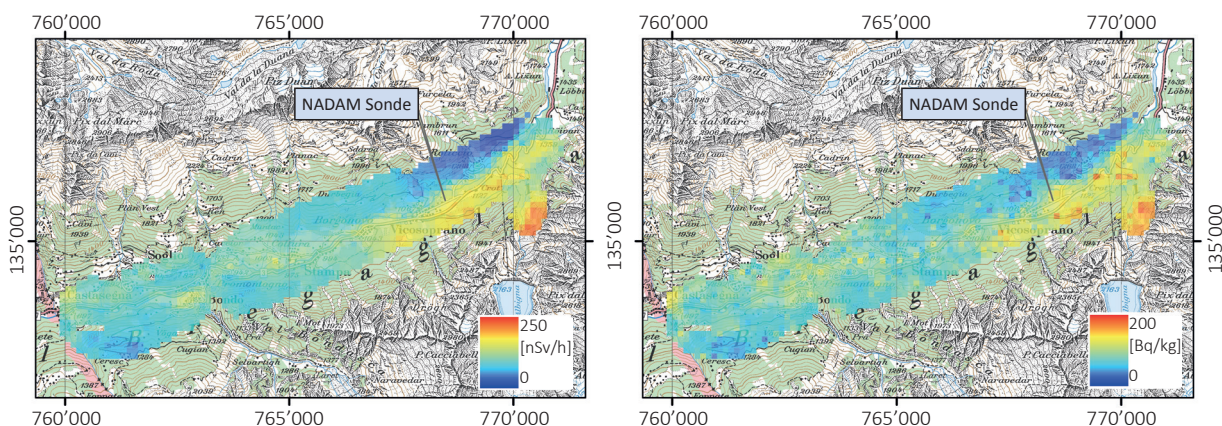
Schliesslich gab es infolge heftiger Niederschläge 2016 mehrere klar erhöhte Werte (z.B. am 02.01.2016 Santa Maria 378 nSv/h und Vicosoprano 370 nSv/h).

Die NADAM-Sonde in Vicosoprano

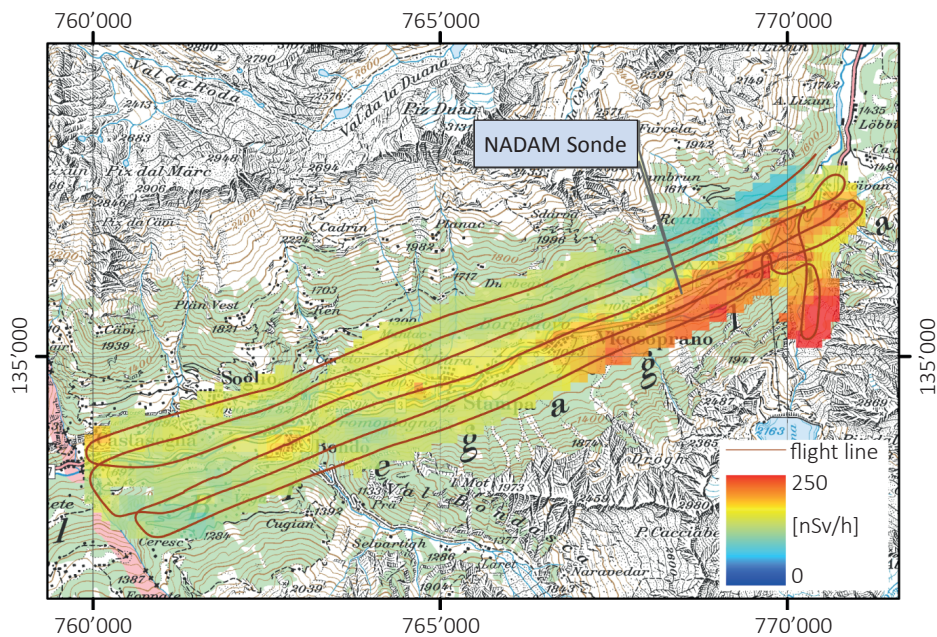
Seit Februar 2013 ist die Station Vicosoprano im Val Bregaglia im Betrieb. Diese Sonde liefert im Normalfall Messwerte um 200 nSv/h (siehe Tabelle 1: häufigste Wert ist 197 nSv/h) und misst damit klar die höchsten Werte aller 68 Stationen. 2016 konnte die NAZ mit Hilfe des Aeroradiometrie-Helikopters eine spektroskopische Analyse der Umgebung durchführen. Einen Hauptbeitrag zur Dosisleistung liefert die ^{40}K -Aktivität, die im Bergeller-Granit aufgrund des hohen Kalium-Anteils (Feldspat) natürlicherweise zu erwarten ist.



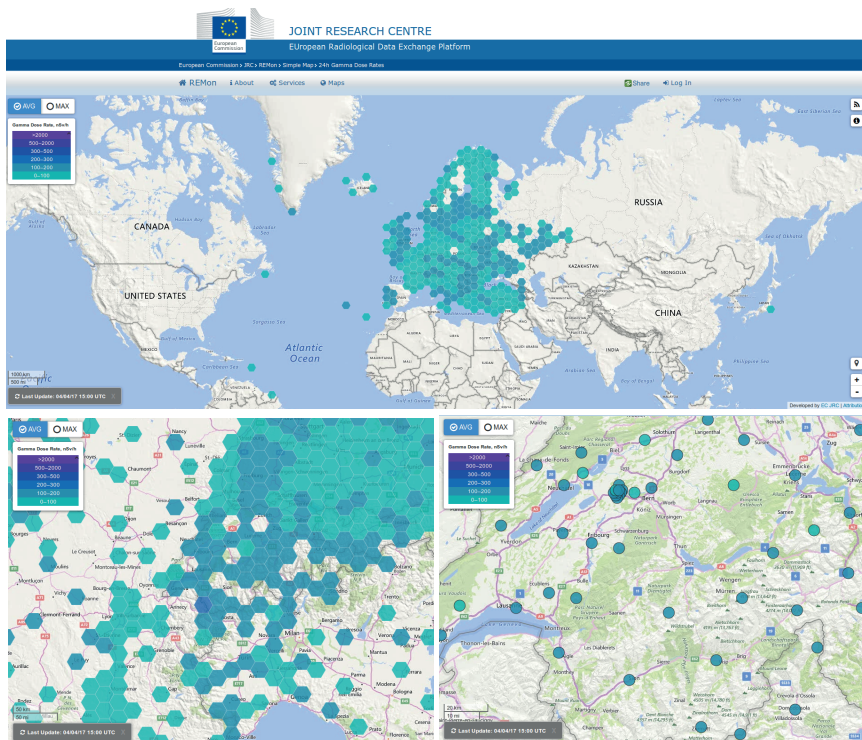
Figur 6:
Zeitverlauf der 10-Min-Werte für die Station Vicosoprano vom 01.01.2016 12:00 bis 03.01.2016 12:00.



Figur 7 & 8:
Links Karte der terrestrische Strahlung (in nSv/h) und rechts die Karte der Uran-Konzentration im Messgebiet Vicosoprano.
Messung durch das aeroradiometrische System der NAZ, ^{161}NaI -Detektor (Quelle: PSI-Bericht Nr. 17-01, May 2017, ISSN 1019-0643)

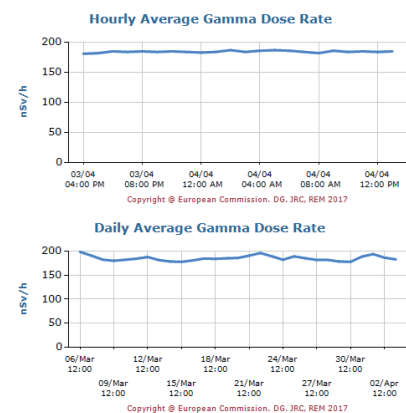


Figur 9:
Karte der Ortsdosisleistung im Messgebiet Vicosoprano. Messung durch das aeroradiometrische System der NAZ, 16l NaI-Detektor (Quelle: PSI-Bericht Nr. 17-01, May 2017, ISSN 1019-0643)



Figur 10 & 11:
Darstellung der Dosisleistungsmessresultate.
Darstellungsmöglichkeiten: beim rein-zoomen kriegt man eine immer bessere Auflösung, bis die einzelnen Messstationen sichtbar werden. Quelle: JRC (04.04.2017)

Jungfrauoch SMN



Figur 12:
Darstellungsmöglichkeiten: beim Auswählen einer Station erhält man die Zeitverläufe der Messresultate.

Die europäische Plattform EURDEP

Seit 2002 wird von der EU die zentrale Datenbank EURDEP (European Radiological Data Exchange Platform) betrieben. Auf dieser Plattform werden radiologische Daten der meisten europäischen Länder nahezu in Echtzeit gesammelt und dargestellt. Der zentrale Knoten des EURDEP-Netzwerks ist das European Commission Joint Research Centre JRC in Ispra, Italien. 38 Länder (Stand 31.03.2017) schicken ihre Dosisleistungsmesswerte (in der Regel Stundenmittelwerte) für ein Total von ungefähr 5'000 Stationen zum JRC. Einige Länder, darunter auch die Schweiz, schicken auch die Resultate von Luftaktivitätsmessungen.

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

- alle NADAM-Stundenmittelwerte (68 ODL-Stationen, 31.12.2016), stündlicher Versand (Quelle: NAZ)
- alle MADUK-Stundenmittelwerte (57 ODL-Stationen, 31.12.2016), stündlicher Versand (Quelle: ENSI)
- Luftaktivitätsresultate der 6 High Volume Samplers (31.12.2016), wöchentliche Auswertung und wöchentlicher Versand (Quelle: BAG-URA)

2016 hat JRC eine neue Plattform (European Radiological Data Exchange Platform) für die Darstellung der Messresultate implementiert.

Qualitätssicherung

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

Nach der Eichung erfolgt bei der MeteoSchweiz in Payerne noch eine Analyse der Eichungsresultate. Falls bei Dosisleistungen ≤ 50 mikroSv/h die Abweichung grösser als 7% ist, oder bei Dosisleistungen > 50 mikroSv/h die Abweichung grösser als 15% ist, wird noch ein Korrektorkoeffizient angewandt. Damit wird sichergestellt, dass die Sonde in 95% der Fällen im Toleranzbereich liegt.

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

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

Im Jahr 2016 wurden 79 Sondentests durchgeführt. Einigen Sonden wurden mehrmals getestet und zusätzlich wurden 3 Stationen, die erst Anfang 2017 im Betrieb genommen wurden, auch getestet. Gesamthaft wurden in diesem Jahr 12 Sonden zur Reparatur geschickt. Dies sind mehr Sonden als normal und rührt daher, dass 2015 keine Sonden repariert wurden. Die NADAM-Sonden sind stabil und zuverlässig. Die NAZ verfügt insgesamt über 116 Sonden. Der grösste Teil davon sind bei den NADAM-Station im Einsatz, weitere Sonden befinden sich in der Eichung oder in der Reparatur. Daneben müssen einsatzbereite Ersatzsonden an vier Wartungsstandorten von MeteoSchweiz zur Verfügung stehen.

Tabelle 1: Jahresmittelwert, häufigster Wert, Minimum und Maximum der NADAM-Stationen
In der folgenden Tabelle sind die Jahresmittelwerte, die häufigsten Werte, die Minima und Maxima, basierend auf den 10-Min-Werten, für alle NADAM-Stationen im Jahr 2016 aufgeführt.

Station	Abkürzung	Datum der Inbetriebnahme	Höhe [m.ü.M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Adelboden (ABO)	BE	04.11.09	1322	111	110	88	182
Aigle (AIG)	VD	09.09.09	382	123	122	99	205
Altdorf (ALT)	UR	28.10.09	439	128	126	102	251
Basel-Binningen (BAS)	BS	19.11.09	317	115	114	96	197
Bern-Zollikofen (BER)	BE	30.09.09	554	106	104	87	216
Beznau (BEZ)	AG	19.11.09	327	104	101	85	171
Buchs-Aarau (BUS)	AG	20.11.09	388	102	100	85	202
Changins (CGI)	VD	23.09.09	459	119	117	101	219
Chasseral (CHA)	BE	17.09.09	1594	114	117	79	218
Chur (CHU)	GR	09.10.09	557	112	110	95	227
Col du Grand St Bernard (GSB)	VS	09.09.09	2491	129	142	96	179
Cressier (CRM)	NE	03.11.16	431	89	88	73	158
Davos (DAV)	GR	08.10.09	1589	145	152	90	287
Delémont (DEM)	JU	03.11.16	439	115	115	98	187
Disentis (DIS)	GR	28.10.09	1197	115	113	92	220
Egolzwil (EGO)	LU	22.09.10	523	99	96	80	215
Engelberg (ENG)	OW	30.10.09	1035	96	99	74	191
Fahy (FAH)	JU	14.10.09	597	123	125	94	230
Génève (GVE)	GE	24.09.09	412	109	107	93	200
Glarus (GLA)	GL	02.12.09	518	101	100	72	183
Gösgen (GOE)	SO	20.11.09	381	101	98	83	190
Grenchen (GRE)	SO	06.12.10	431	95	93	75	191
Gütsch ob Andermatt (GUE)	UR	01.09.05	2296	146	176	90	257
Güttingen (GUT)	TG	03.12.09	441	110	108	93	212
Hörnli (HOE)	ZH	12.11.09	1133	95	93	76	185
Jungfrau-Joch (JUN)	VS	29.09.09	3581	184	182	156	265
La Chaux de Fonds (CDF)	NE	17.09.09	1018	126	126	89	210
La Dôle (DOL)	VD	23.09.09	1670	117	117	91	209
La Frétaz (FRE)	VD	24.09.09	1206	120	120	86	240
Le Moléson (MLS)	FR	19.08.09	1975	113	114	88	182
Leibstadt (LEI)	AG	19.11.09	342	100	98	79	188
Locarno-Monti (OTL)	TI	22.10.09	368	154	150	109	282
Lugano (LUG)	TI	21.10.09	297	126	124	100	228
Luzern (LUZ)	LU	05.11.09	455	107	106	89	224
Magadino-Cadenazzo (MAG)	TI	22.10.09	204	135	132	94	264
Meiringen (MER)	BE	06.10.11	590	135	133	102	238
Möhligen (MOE)	AG	09.20.10	341	120	117	96	197
Mühleberg (MUB)	BE	15.10.09	481	107	106	89	216
Napf (NAP)	BE	05.11.09	1405	96	99	69	198
Neuchâtel (NEU)	NE	10.12.09	485	100	99	82	175
Oron (ORO)	VD	29.02.12	828	106	105	84	199
Paul Scherrer Institut (PSI)	AG	27.07.11	335	103	100	84	181
Payerne (PAY)	VD	13.08.09	490	104	101	85	202
Piotta (PIO)	TI	29.10.09	990	139	142	101	240
Plaffeien (PLF)	FR	14.08.09	1043	111	111	89	245
Pully (PUY)	VD	23.09.09	456	121	120	104	216
Reckenholz (REH)	ZH	13.11.09	444	109	107	89	205
Robbia (ROB)	GR	07.10.09	1079	154	140	108	334
Rünenberg (RUE)	BL	20.11.09	612	101	99	85	192
Samedan (SAM)	GR	25.08.09	1710	156	159	103	264
San Bernardino (SBE)	GR	29.10.09	1640	149	158	87	241
Santa Maria (SMM)	GR	15.12.11	1385	151	151	111	378
Säntis (SAE)	AI	11.11.09	2503	124	124	101	189
Schaffhausen (SHA)	SH	04.12.09	439	96	94	78	205
Scuol (SCU)	GR	27.08.09	1305	123	121	96	256
Sion (SIO)	VS	10.09.09	482	126	124	105	223
St. Gallen (STG)	SG	12.11.09	777	109	110	85	226
Stabio (SBO)	TI	21.10.09	352	135	128	106	290
Tänikon (TAE)	TG	03.12.09	539	96	95	79	194
Ulrichen (ULR)	VS	04.11.09	1347	151	180	69	307
Vaduz (VAD)	FL	03.12.09	458	105	104	88	205
Vicosoprano (VIO)	GR	06.02.13	1089	192	197	114	370
Visp (VIS)	VS	11.09.09	640	136	136	101	235
Wädenswil (WAE)	ZH	02.12.09	487	111	109	92	224
Wynau (WYN)	BE	15.10.09	423	102	100	84	184
Zermatt (ZER)	VS	11.09.09	1640	131	136	91	200
Zürich-Fluntern (SMA)	ZH	24.11.09	557	114	112	97	232
Zürich-Kloten (KLO)	ZH	24.11.09	427	114	112	95	211

3.3

Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

G. Butterweck

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

L. Rybach

Institut für Geophysik, ETH Zürich, 8092 Zürich

Zusammenfassung

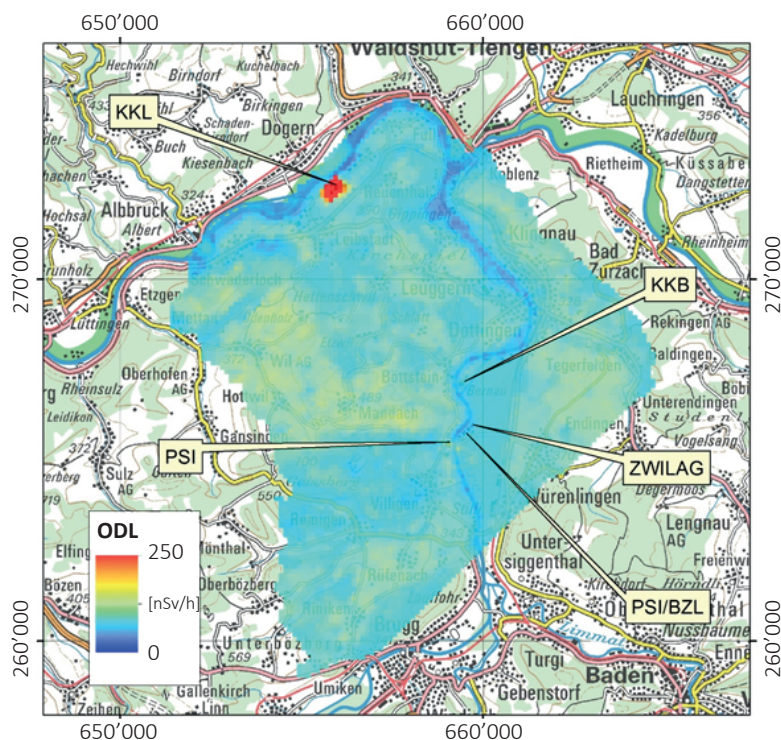
Bei den Messflügen im Juni 2016 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie der Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut (PSI) und der Zwischenlager AG (ZWILAG) abgedeckt. Weiter wurden Städte und Agglomeration von Luzern/Emmen sowie Zug/Cham sowie Vicosoprano (Bregaglia) befliegen. Ebenfalls wurde die A13 zwischen St. Margrethen und Sargans sowie zwischen Fürstenaun und San Bernardino gemessen.

Die Messresultate im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG zeigte ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. Das KKB, bei dem sich beide Blöcke im Revisionsstillstand befanden, konnte nicht detektiert werden. Beim KKL konnte wie in früheren Jahren die gestreute, hochenergetische Photonenstrahlung des Radionuklids ^{16}N detektiert werden. Im Bereich des Bundeszwischenlagers (BZL) und der ZWILAG konnten keine Signale identifiziert werden, die von den eingelagerten Abfällen stammen könnten. Auch bei dieser Messkampagne konnte im Bereich des PSI die Abluftfahne anhand der kurzlebigen Positronenstrahler und der damit verbundenen charakteristischen Gammalinie bei 511 keV (Annihilationsstrahlung) detektiert werden. Ausserhalb der Betriebsareale wurden keine Aktivitäten identifiziert, die auf den Betrieb der Kernanlagen zurückzuführen wären.

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

Einleitung

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



Figur 1:
Ortsdosisleistung 2016 im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG.
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

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

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

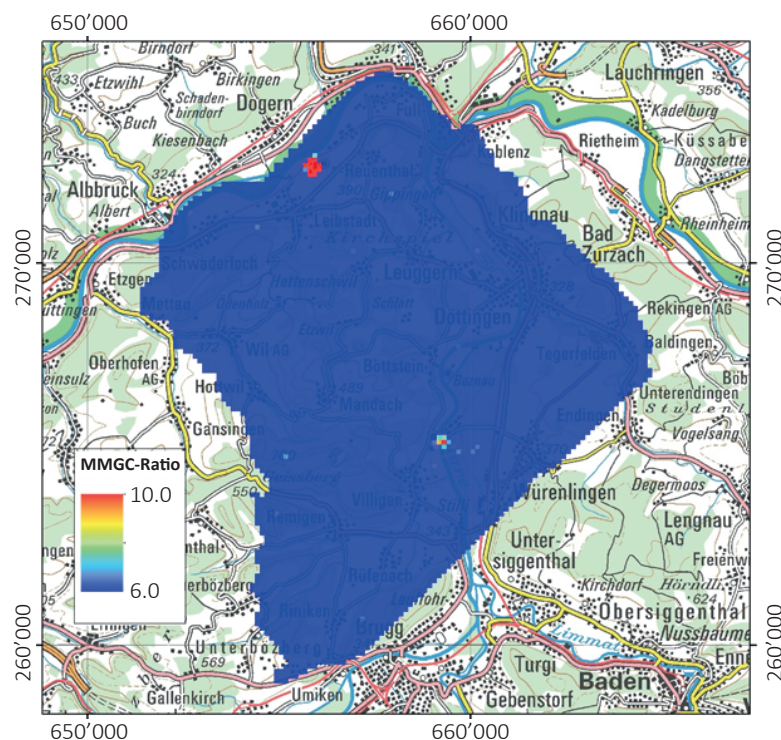
Während der Jahre 2004 und 2005 wurden die Messsysteme erneuert und dabei die online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware im Messsystem integriert. 2006 wurde ein zweiter Detektor mit 16,8 L Volumen beschafft, kalibriert und bei den Messflügen 2007 erstmals eingesetzt. Im Jahr 2013 wurde ein Messgerät mit einem 16.8 L Detektor und integriertem Spektrometer ausgerüstet, welches ab den Messflügen 2014 zum Einsatz kommt.

Im Jahre 2010 (Bucher und Rybach 2010) wurde Mithilfe der Auswertung der Langzeitdaten die Nachweisgrenze der Messmethode ermittelt: Eine Dosisleistungserhöhung um 20 nSv/h wird in 95 von 100 Fällen erkannt (Vertrauensbereich 95%). Dies entspricht ungefähr 20% der natürlichen externen Strahlung.

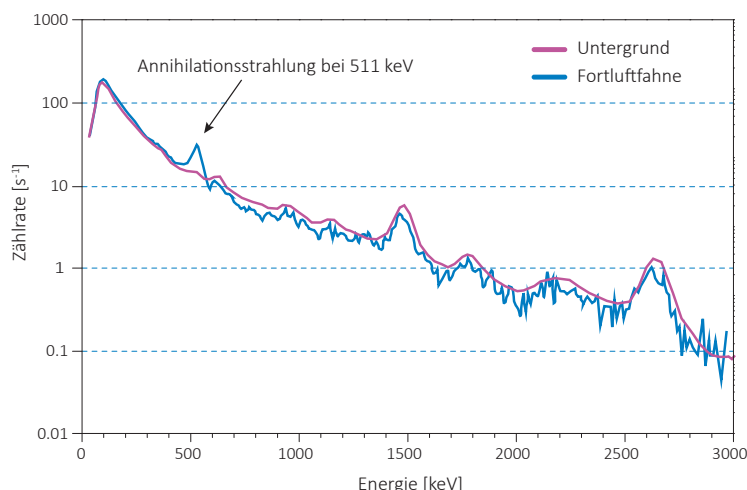
Messungen und Messresultate 2016

Im Juni 2016 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie der Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut (PSI) und der Zwischenlager AG (ZWILAG) abgedeckt. Weiter wurden Städte und Agglomeration von Luzern/Emmen sowie Zug/Cham sowie Vicosoprano (Bregaglia) befliegen. Ebenfalls wurde die A13 zwischen St. Margrethen und Sargans sowie zwischen Casiz und San Bernardino gemessen. Zudem wurden Vergleichsmessungen mit den neuen Aeroradiometriemesssystemen (RLL) der Armee durchgeführt. Die Ergebnisse sämtlicher Messungen werden in Butterweck et al. (2017) publiziert.

Die Messresultate im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG zeigten ein ähnliches Bild wie in vorangegangenen Messkampagnen. Im Bereich des KKB sind



Figur 2:
MMGC-Ratio 2016 im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG.
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

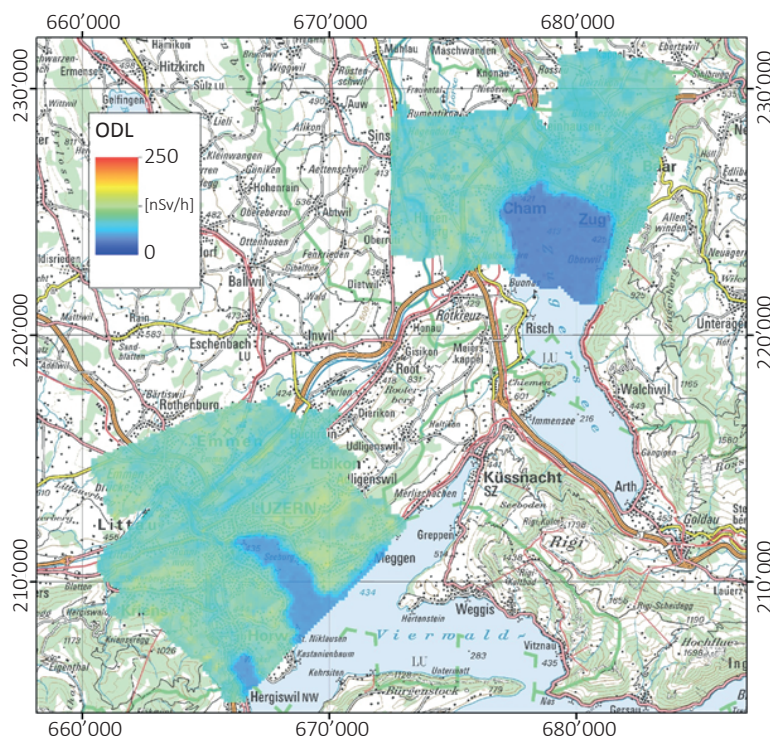


Figur 3:
Spektren des Untergrunds im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG und der Fortluftfahne des PSI.

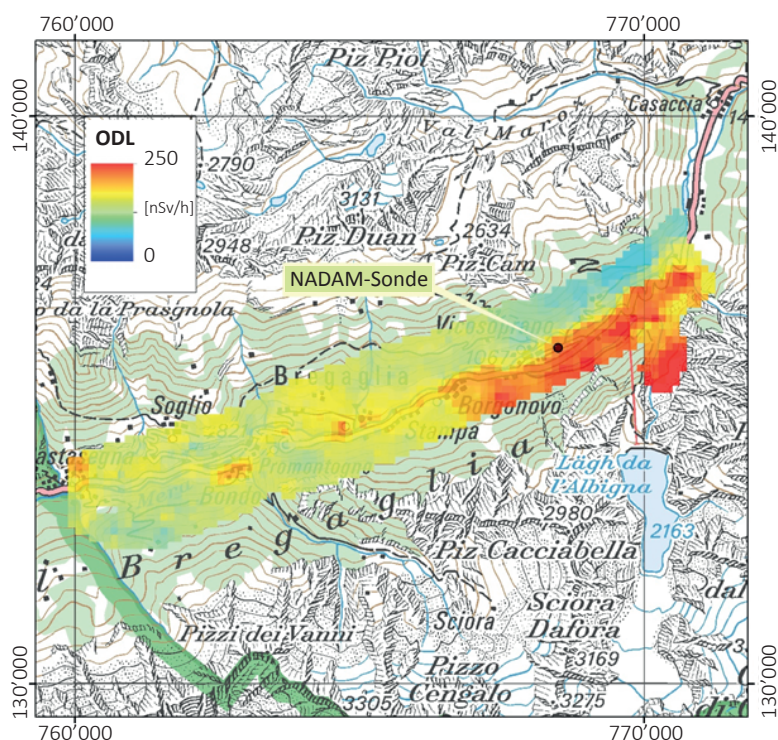
keine besonderen Werte bei der Ortsdosisleistung (Fig. 1) zu erkennen. KKB mit seinem Druckwasserreaktor konnte aeroradiometrisch weder aufgrund der Ortsdosisleistung (Fig. 1) noch aufgrund des MMGC-Verhältnisses erkannt werden. Das MMGC-Verhältnis steht für den Quotienten der Zählraten im Energiebereich von 400 - 1'400 keV und 1'400 - 3'000 keV. Da die meisten Spaltprodukte Gammastrahlung unterhalb von 1'400 keV aufweisen, stellt das MMGC-Verhältnis ein empfindliches Instrument zur Lokalisierung

künstlicher Radionuklide dar. Im Gegensatz zu KKB können am Standort von KKL in der Figur 1 erhöhte Messwerte erkannt werden. Das KKL mit seinem Siedewasserreaktor konnte wie bereits in früheren Jahren anhand gestreuter, hochenergetischer Photonenstrahlung erkannt werden. Diese Strahlung wird durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung in die Turbinen im Maschinenhaus gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut gemessen werden. Ausserhalb des Betriebsareals sind keine erhöhten Werte erkennbar. Im Bereich des PSI, auf dessen Gelände sich auch das Bundeszwischenlager (BZL) befindet, und der ZWILAG können in der Ortsdosisleistungskarte (Figur 1) keine wesentlichen Erhöhungen erkannt werden. Hingegen ist beim MMGC (Figur 2) über dem PSI-Teil westlich der Aare eine Erhöhung zu erkennen, die auf die Positronenstrahler in der Fortluft des PSI und die daraus resultierende Annihilationsstrahlung (Fig. 3) zurückzuführen ist. Ortsdosisleistungsunterschiede sind auf Einflüsse der Topographie wie Untergrund, Vegetation und Gewässer zurückzuführen.

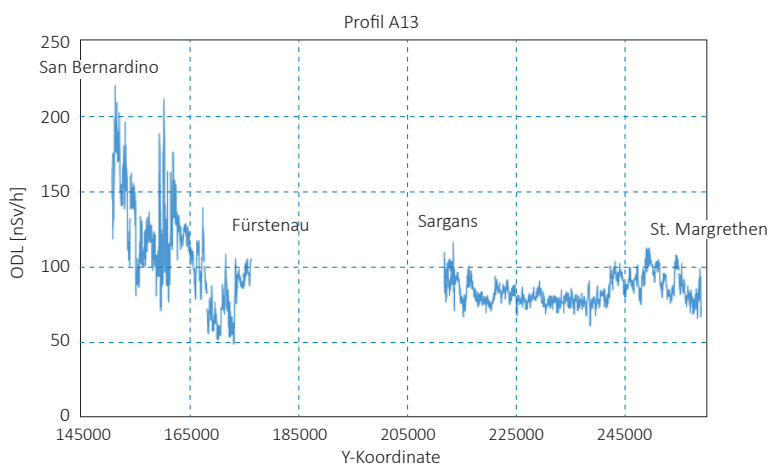
Die Messungen in der Umgebung von Luzern/Emmen und Zug/Cham zeigten die aufgrund des Untergrundes zu erwartenden Dosisleistungen (Fig. 4). Über dem Zuger- und Vierwaldstättersee wird aufgrund der nahezu vollständigen Abschirmung der terrestrischen Photonenstrahlung durch das Wasser nur der Beitrag der kosmischen Strahlung gemessen.



Figur 4:
Ortsdosisleistung 2016 in den Messgebieten Luzern/Emmen und Zug/Cham.
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.



Figur 5:
Ortsdosisleistung 2016 im Messgebiet Vicosoprano Kartendaten PK200
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.



Figur 6:
Ortsdosisleistung 2016 entlang der A13 zwischen San Bernardino und Fürstenau
sowie Sargans und St. Margrethen

Die Messungen im Vicosoprano zeigten aufgrund der Geologie mit granitischen Gesteinen deutlich höhere Dosisleistungen als im schweizerischen Mittelland (Fig. 5). Die Ergebnisse bestätigen auch die Messungen der NADAM-Sonde, die sich in Vicosoprano befindet und im NADAM-Netz die höchsten Ortsdosisleistungen aufweist. Einen Hauptbeitrag zur Dosisleistung liefert die ^{40}K -Aktivität, die im Bergeller-Granit aufgrund des hohen Kalium-Anteils (Feldspat) natürlicherweise zu erwarten ist.

Die Ergebnisse für die Ortsdosisleistung entlang der A13 zwischen St. Margrethen und Sargans sowie zwischen Fürstenau und San Bernardino widerspiegeln die geologischen Unterschiede (Figur 6).

Literatur

- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.
- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Bucher, B., Rybach, L., 2010: Flächendeckende Langzeitanalyse der Strahlung in der Umgebung der Schweizer Kernanlagen mit Hilfe der Aeroradiometrie, in: Natürliche und künstliche Radionuklide in unserer Umwelt, 42. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V., FS-2010-153-T, ISSN 1013-4506, TÜV Media GmbH, Köln.
- Butterweck, G., Bucher, B., Rybach, L., Schwarz, G., Hofstetter-Boillat, B., Hohmann, E., Mayer, S., Danzi, C., Scharfing, G., 2017: Aeroradiometric Measurements in the Framework of the Swiss Exercises ARM16 and LAURA. PSI Bericht Nr. 17-01, ISSN 1019-0643.

Chapitre / Kapitel 4

Environnement

Umwelt

4.1

Radioaktivität in der Luft (Aerosol) und im Niederschlag

P. Steinmann, S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller,
Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

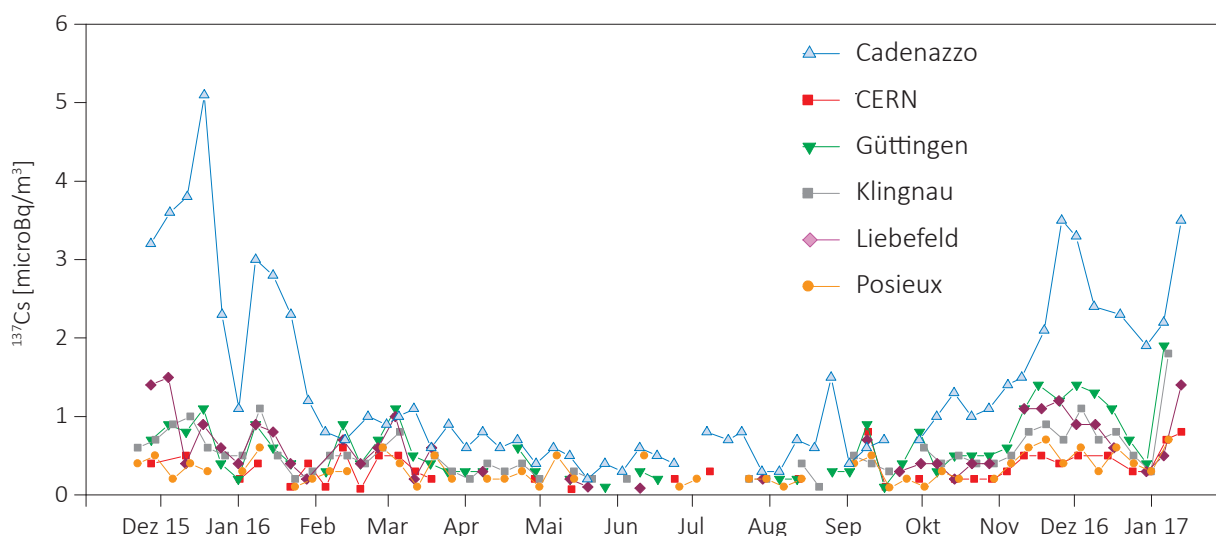
Zusammenfassung

Die Messungen zur Überwachung der Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag haben im Jahr 2016 keine erhöhten Werte gezeigt, welche eine Gefährdung der Gesundheit der Bevölkerung dargestellt hätten. In diesen Umweltkompartimenten überwiegt der Anteil an natürlicher Radioaktivität deutlich. Dank der grossen Empfindlichkeit der verwendeten Messmethoden konnten trotzdem kleinste Spuren von künstlichen Radionukliden auf den Aerosol-Partikeln nachgewiesen werden. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um ^{137}Cs , welches noch aus den alten Ablagerungen der Atomwaffenversuche der 50-er und frühen 60-er Jahren und des Reaktorunfalles von Tschernobyl stammt. Die gemessenen Konzentrationen von künstlichen Gamma- und Alpha-Strahlern liegen um viele Grössenordnungen tiefer als die entsprechenden Immissionsgrenzwerte aus der Strahlenschutzverordnung (StSV). Im Niederschlag wurden 2016 mit Ausnahme von Tritium und sporadischen Spuren von ^{137}Cs keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen. Die Tritiumkonzentrationen in der unmittelbaren Umgebung von Tritium-verarbeitender Industrie erreichten im Maximum 16% des Immissionsgrenzwertes der StSV für öffentlich zugängliche Gewässer.

Luft

Probenahme und Messung

Das BAG sammelt Aerosolpartikel mit sogenannten High-Volume-Samplern (HVS) an 6 Stationen in der Schweiz (siehe Tabelle 1). Bei den HVS Stationen wird fortlaufend Luft gefiltert (rund 100'000 m³ pro Woche). Einmal in der Woche werden die Filter gewechselt und zur Analyse ans BAG gesandt. Im Labor werden sie zur Messung vorbereitet und während 2 Tagen auf einem HPGe-Gammaspektrometer gemessen. Die lange Messzeit ist nötig, weil die Konzentration der radioaktiven Stoffe sehr tief ist. Anschliessend werden die Messresultate auf www.radenviro.ch und www.bag.admin.ch/hvs veröffentlicht. Ziel der HVS Messungen ist nicht die schnelle Alarmierung (dafür gibt es Radair/URAnet, MADUK und NADAM) sondern der Nachweis von kleinsten Spuren, die von den anderen Messsystemen nicht detektiert werden. Die Erfahrung, besonders im Jahr 2011 nach dem Reaktorunfall in Fukushima, hat gezeigt, dass für eine glaubwürdige Information der Bevölkerung und Behörden eine präzise Messung der tatsächlich vorhandenen Radioaktivität unverzichtbar ist. Neben den HVS-Filtern betreibt das BAG Mittelvolumen-Filter (MV), welche ein 10- bis 20-mal geringeres Luftvolumen filtrieren und damit entsprechend höhere Nachweisgrenzen haben. Die MV-Sammler sind zur Überwachung der Kernkraftwerke bei Gösgen, Leibstadt, Mühleberg und PSI/Beznau stationiert, wobei der letztgenannte vom PSI



Figur 1 :
¹³⁷Cs Konzentrationen bei allen HVS Stationen für das Jahr 2016.

betrieben und gemessen wird. Ein weiterer MV-Sammler steht für die Überwachung der freien Atmosphäre in der Hochalpinen Forschungsstation Jungfraujoch. Die Filter der MV-Sammler werden wöchentlich gewechselt und als Monatsprobe (4-5 Filter) gammaspektrometrisch gemessen.

Künstliche Radioisotope in der Luft

Als einziges künstliches Radioisotope war Cäsium-137 (¹³⁷Cs) regelmässig nachweisbar (siehe Figur 1). ¹³⁷Cs hat eine Halbwertszeit (HWZ) von 30 Jahren und rührt zur Hauptsache immer noch vom Reaktorunfall in Tschernobyl her. Die in der Luft gemessenen Konzentrationen sind sehr gering. Die höchsten

Werte von 3 bis 5 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ wurden 2016 wie in früheren Jahren im Januar und Dezember für die Station Cadenazzo gemessen. Diese Werte sind rund eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert für ¹³⁷Cs von 3.3 Bq/m³. Die erhöhten ¹³⁷Cs Konzentrationen in den Wintermonaten sind wahrscheinlich durch aufgewirbelte Bodenpartikel in der vegetationsarmen Zeit erklärbar. Möglich ist auch ein Beitrag durch

Verbrennen von leicht ¹³⁷Cs haltigem Holz. Die stärkere Kontamination der Böden im Kanton Tessin nach Tschernobyl erklärt die höheren Werte der Station Cadenazzo. Das radioaktive Natriumisotop ²⁴Na mit einer Halbwertszeit von 15 Stunden kann sowohl natürliche als auch künstliche Quellen haben. Natürliches ²⁴Na wird wie das ⁷Be und ²²Na in der oberen Atmosphäre durch die kosmische Strahlung erzeugt. Künstliches ²⁴Na kann in Beschleunigern erzeugt werden, wie sie z. B. am Cern in Genf oder am PSI in Villigen im Einsatz stehen. Bei HVS CERN und bei HVS Klingnau konnten im Berichtsjahr gelegentlich Spuren von ²⁴Na nachgewiesen werden; im Bereich von 20 - 125 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Die HVS Station Klingnau liegt

Tabelle 1:
HVS-Stationen des BAG

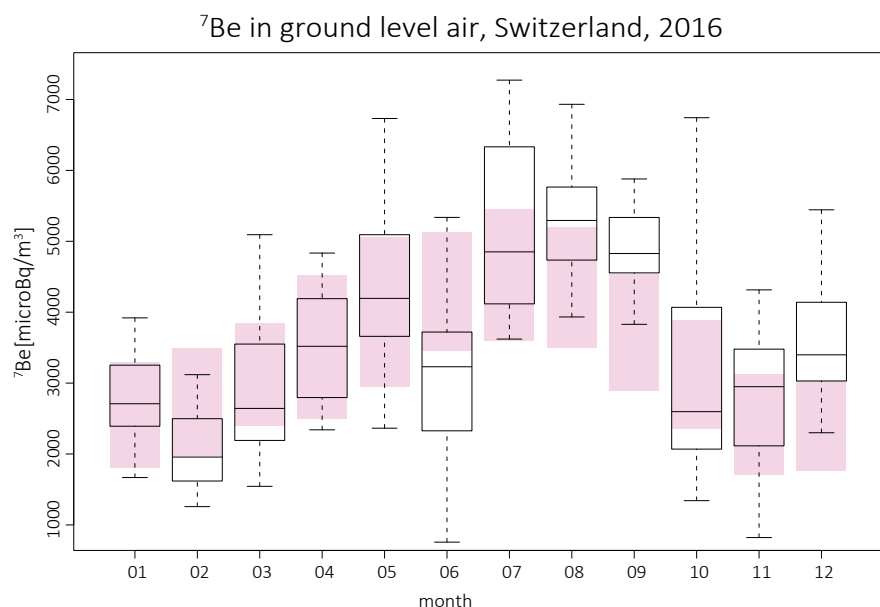
Station	H.ü.M.	Gemeinde	Umgebung	Bemerkung
CAD	203 m	Cadenazzo	Landwirtschaft	Referenzstation für die Alpensüdseite
CERN	428 m	Meyrin	Landwirtschaft, Stadtnähe	Nähe CERN, zur Erfassung eventueller Abgaben aus den Beschleunigern
GUT	440 m	Güttingen	Landwirtschaft, Bodensee	Referenzstation für das östliche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

in rund 6 km Entfernung vom PSI, welches daher als mögliche Quelle in Betracht gezogen werden muss. Aufgrund der kurzen Halbwertszeit von ^{24}Na kann die Nachweisgrenze variieren und lag 2016 bei rund einem Siebtel der Messungen bei $> 1'000 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Die gemessenen ^{24}Na Werte und die Nachweisgrenzen insgesamt liegen allerdings stets deutlich unterhalb des Immissionsgrenzwertes von $100 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Geringste Spuren von Jod-131 (^{131}I) tauchten 2016 in einigen ($n=9$) HVS Filtern auf; vor allem bei der HVS Station CERN mit einem höchsten Wert von $2.0 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Das auf dem Gelände des CERN gemessene ^{131}I stammt aus einem Beschleuniger. Bei anderen Stationen ist die Ursache von Spuren von ^{131}I in dessen medizinischen Anwendungen zu suchen, etwa wenn ^{131}I durch die Verbrennung von Abfällen aus Spitälern in die Luft gelangt. Der Nachweis von ^{131}I -Spuren im tiefen $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ -Bereich zeigt die hohe Empfindlichkeit der HVS-Messungen. Gesundheitlich sind diese Konzentrationen irrelevant, denn auch der höchste 2016 gemessene Wert liegt eine Million Mal tiefer als der Grenzwert. Auch gestatten derartige Messwerte keinerlei Rückschlüsse auf mögliche Abgaben durch Kernkraftwerke.

Plutonium-Isotope wurden 2016 an zwei Sammelproben von HVS-Filtern der Station Liebefeld bestimmt; eine Probe mit Filtern vom Sommer und eine Probe mit Filtern vom Winter. Die Summe der Alphastrahler ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu und ^{241}Am ergab 1.44 ± 0.24 nano-Becquerel pro m^3 Luft (nBq/m^3) im Winterhalbjahr 2015/2016 und $1.19 \pm 0.14 \text{ nBq}/\text{m}^3$ im Sommerhalbjahr. Für die Stationen Klingnau und Posieux wurden Ganzjahresproben (Oktober 2015- September 2016) analysiert. Die Summe der Alphastrahler betrug $2.01 \pm 0.15 \text{ nBq}/\text{m}^3$ (Posieux) und $0.89 \pm 0.11 \text{ nBq}/\text{m}^3$ (Klingnau). Diese Konzentrationen der künstlichen Alphastrahler sind sehr tief und liegen wie beim ^{137}Cs eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert. Die Resultate der MV-Filter in der Umgebung der Kernkraftwerke zeigen keine erhöhten Werte im Vergleich zu den HVS-Filtern; sie werden im Kapitel 8.5 näher besprochen.

Natürliche Radioisotope in der Luft

Die 2016 auf den HVS Filtern gemessenen Radioisotope waren fast ausschliesslich natürlicher Herkunft. Vorherrschend waren das Radonfolgeprodukt Blei-210 (^{210}Pb ; HWZ 21 Jahre) und Beryllium-7 (^7Be ; HWZ 50 Tage), welches durch die kosmische Strahlung in hohen Schichten der Atmosphäre gebildet und aus diesem Grund kosmogen genannt wird. Die Konzentration von ^{210}Pb lag 2016 im üblichen Bereich von 0.1 bis 2.2 mBq/m^3 (Mittelwert 0.6 mBq/m^3); die Konzentrationen für ^7Be schwankten zwischen 0.8 und 8.7 mBq/m^3 (Mittelwert 3.7 mBq/m^3). Neben ^7Be war in kleinsten Spuren von meist weniger als einem $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ das ebenfalls kosmogene Natrium-22 (^{22}Na) nachweisbar. Die Figur 2 zeigt für jeden Monat die Verteilung der ^7Be Konzentrationen aller Stationen im Vergleich mit dem langjährigen Jahresverlauf. Der Jahresverlauf der ^7Be Konzentrationen widerspiegelt das Wettergeschehen, insbesondere die konvektive vertikale Durchmischung der Troposphäre an warmen Sommertagen, wo ^7Be -reiche Luft aus der obersten Troposphäre an den Boden gelangt. Weitere Einflüsse für die ^7Be -Konzentration in der Luft sind Niederschlag (Auswaschen von ^7Be) und die kosmische Strahlung (negative Korrelation mit der Sonnenaktivität). Die kosmische Strahlung war 2016 4.2 % höher als 2015 (www.cosray.unibe). Der Jahresmittelwert 2016 (3.7 mBq/m^3) ist aber gegenüber dem Vorjahr unverändert. Die auffälligsten



Figur 2 :

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

Monate bezüglich ^7Be -Luftkonzentrationen waren 2016 Juni (deutlich weniger ^7Be als im langjährigen Mittel) sowie September und Dezember (beide deutlich mehr ^7Be als im langjährigen Mittel; Figur 2). Der Juni war überwiegend trüb und regnerisch («Klimabulletin Jahr 2016» von MeteoSchweiz); verstärkte Auswaschung und wenig Zufuhr durch hohe Advektion können die niederen ^7Be -Werte erklären. Im Gegensatz dazu war der September sehr warm mit Septemberrekorden vor allem in der Westschweiz. Stärkere vertikale Konvektion und wenig Niederschlag erklären die hohen ^7Be Werte in der bodennahen Luft. Nachdem 2015 mit dem wärmsten Dezember seit Messbeginn aufwartete, brachte 2016 den trockensten Dezember seit Messbeginn («Klimabulletin Jahr 2016», MeteoSchweiz). Beide Male waren die ^7Be Werte deutlich erhöht. Als weiteres natürliches Radioisotop findet sich in den HVS Filtern oft auch ^{40}K . Die Konzentrationen liegen typischerweise bei 5 - 20 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Vereinzelt treten höhere Werte bis um 50 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ auf. Ein ausserordentlich hoher Wert von 600 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ bei der Station HVS Posieux ist vermutlich durch kaliumhaltigen Staub (Dünger?) der dortigen landwirtschaftlichen Forschungsanstalt zu erklären.

Niederschlag

Messungen von Gammastrahlern

Im Berichtsjahr 2016 wurde an folgenden Sammelstationen kontinuierlich Niederschlag gesammelt und monatlich gammaspektrometrisch gemessen: Umgebung der Kernkraftwerke Mühleberg, Leibstadt, Gösgen und Benzau, Umgebung PSI/ZWILAG sowie Posieux FR, Göttingen TG, Cadenazzo TI, Cernier NE und Davos GR. Für die natürlichen Radioisotope ^7Be und ^{210}Pb wurden Werte im Bereich 0.1 - 3.6 (Mittelwert 0.8) Bq/l, respektive 0.01 - 0.75 (Mittelwert 0.02) Bq/l gemessen. Mit Ausnahme von sporadischen Spuren von ^{137}Cs (alle kleiner als 1 mBq/l) konnten in Regen und Schnee keine künstlichen Radioisotope nachgewiesen werden. Als Referenzpunkt kann hier der Immissionsgrenzwert aus der Strahlenschutzverordnung von 16 Bq/l ^{137}Cs in öffentlich zugänglichen Gewässern herangezogen werden, da bei starken Niederschlägen ein öffentlich zugängliches Gewässer im Wesentlichen durch Regenwasser gespeist sein könnte. Für eine weitere Diskussion dieser Resultate siehe auch Kapitel 8.5.

Tritium-Messungen

Für die monatlichen Sammelproben von Niederschlag der Referenzstationen Posieux, Göttingen, Cadenazzo sowie bei den Stationen Basel-Binningen und La Chaux-de-Fonds lagen mit einer einzigen Ausnahme alle Tritiumkonzentrationen unterhalb von 5 Bq/l. Die Ausnahme war die Probe von La Chaux-de-Fonds im Dezember, wo ein vergleichsweise hoher Wert von 66 Bq/l nachgewiesen werden konnte. Tritium-Messungen an Regenproben aus der Umgebung der Kernkraftwerke, dem PSI und dem ZWILAG ergaben ebenfalls Messwerte unterhalb oder knapp über der Nachweisgrenze von 2 - 5 Bq/l. Alle gemessenen Konzentrationen liegen sehr deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte (siehe Kapitel 8.5). Höhere Tritiumwerte- aber auch klar unterhalb der Grenzwerte- zeigte die Überwachung von Tritium-verarbeitender Industrie. Nahe bei den betroffenen Standorten in Teufen AR und Niederwangen BE enthielt das Regenwasser zwischen 14 und 1986 Bq/l Tritium mit einem Mittelwert von 133 Bq/l. Die Höchstkonzentration entspricht rund 16% des Immissionsgrenzwertes der StSV für öffentlich zugängliche Gewässer. Ausführlicher werden diese Tritium-Resultate in Kapitel 9.3 besprochen.

Referenzen

- [1] Steinmann P., Zeller M., Beuret P., Ferreri G., Estier S., 2013. Cosmogenic ^7Be and ^{22}Na in ground level air in Switzerland (1994-2011). Journal of Environmental Radioactivity 124, 68-73.

4.2

RADAIR

Réseau Automatique de Détections dans l’Air des Immissions Radioactives

S. Estier, P. Beuret, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller, P. Steinmann

Section Radioactivité de l’environnement, URA / OFSP, 3003 Berne

Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l’air réalisées en continu par le réseau automatique de surveillance RADAIR exploité par l’Office Fédéral de la Santé Publique n’ont mis en évidence aucune valeur inhabituelle au cours de l’année 2016. Dans ce compartiment environnemental, la radioactivité d’origine naturelle domine nettement, et aucune activité β d’origine artificielle supérieure à la limite de détection de 50 à 400 mBq/m³ n’a été enregistrée par les collecteurs d’aérosols. Les concentrations d’iode-131 (¹³¹I) gazeux sont elles aussi restées inférieures aux limites de détection de 40 - 50 mBq/m³.

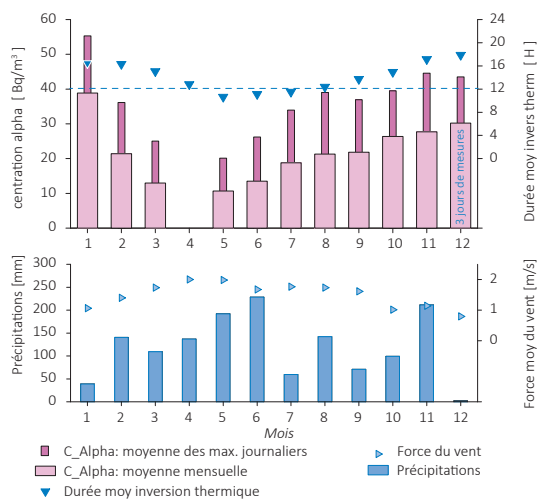
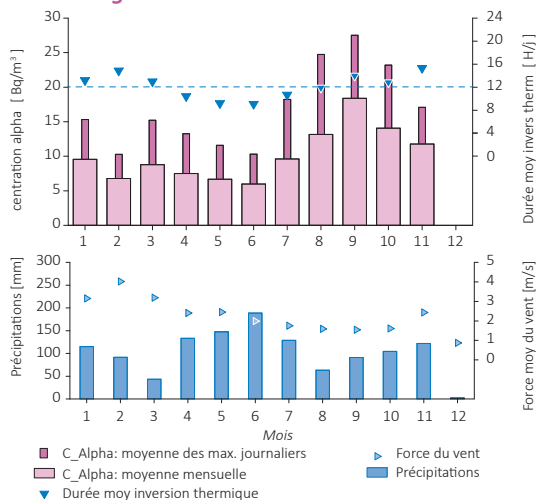
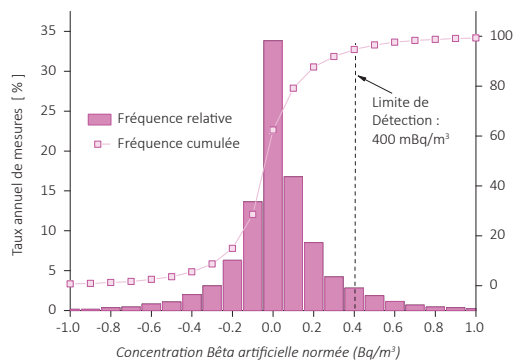
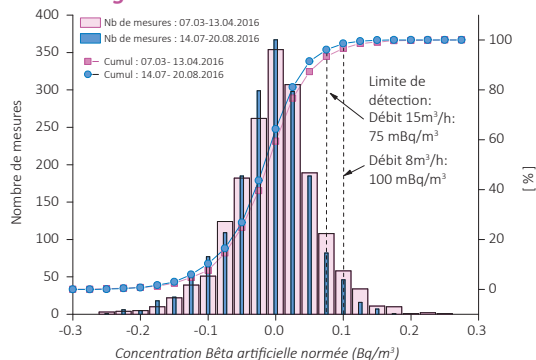
Introduction

L’OFSP exploite trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l’air. Le premier se compose de collecteurs d’aérosols à moyen débit (40 m³/h) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg), ainsi qu’à la surveillance de sites en altitude (Jungfrauoch). Le deuxième, d’une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d’aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés à Posieux/FR, Cadenazzo/TI, Güttingen /TG, au CERN/GE, à Klingnau/AG et à Liebefeld/BE. Finalement, l’OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l’air composant le réseau RADAIR. A noter qu’au cours de l’année 2016, 5 de ces 11 stations ont été remplacées par des nouveaux moniteurs spectroscopiques du futur réseau URAnet-aero, qui remplacera complètement le réseau RADAIR dès 2018.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Dans le cas des collecteurs d’aérosols à haut débit, la période de collecte 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. Les résultats des mesures des filtres aérosols des collecteurs à haut débit sont détaillés au chapitre 4.1.

Le réseau RADAIR, quant à lui, est un système d’alerte dont l’objectif est de permettre une détection rapide d’une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l’air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont collectés par la centrale de gestion des données toutes les 30 minutes. Le présent chapitre détaille les résultats des mesures enregistrées par le réseau RADAIR au cours de l’année 2016.

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

A : Bellinzona 2016**B : Fribourg 2016****C : Bellinzona 1.1.-4.12.16****D : Fribourg****Figure 1 : A, B, E, F et C, D, G, H:**

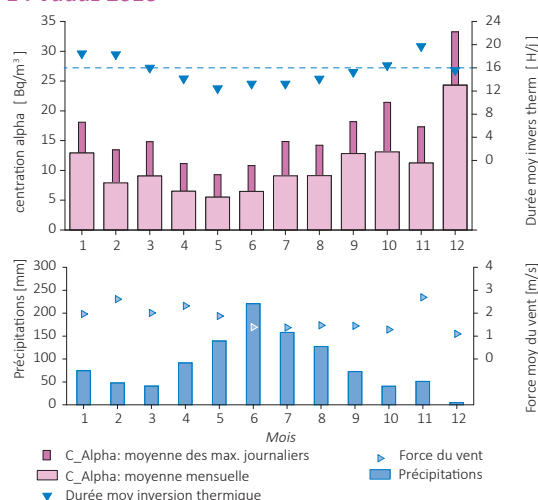
Les figures **A, B, E, F** montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes, les moyennes mensuelles des concentrations alpha maximales, la durée moyenne des inversions thermiques entre l'air (2m) et le sol, ainsi que les précipitations cumulées mensuelles et la vitesse moyenne des vents enregistrées en 2016 aux stations de Bellinzona, Fribourg, Vaduz et Weissfluhjoch. Les figures **C, D, G, H** représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2016 à ces mêmes stations.

Principe de mesure

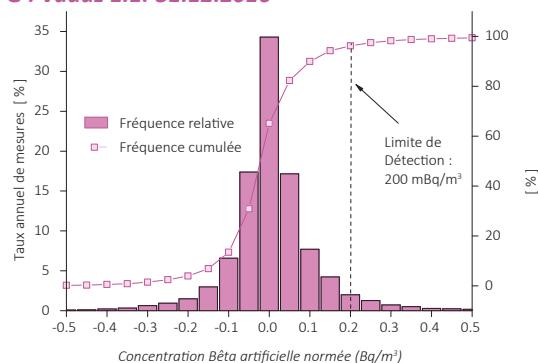
Le principe de mesure part de l'hypothèse que les activités α totales mesurées dans l'environnement sont d'origine naturelle, à savoir qu'elles proviennent du gaz radon émanant du sol ainsi que de ses produits de filiation. À cette activité α naturelle ($A_{\text{nat}} = A_{\text{tot}}$) est, en tout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

En cas d'incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère, l'activité β totale mesurée, comprendra, en plus de la part naturelle, une contribution d'origine artificielle que nous cherchons à déterminer. L'activité β artificielle moyenne normée (B_{art}), qui constitue la véritable grandeur d'intérêt, est ainsi cal-

E : Vaduz 2016



G : Vaduz 1.1.-31.12.2016



culée à l'aide d'un algorithme de compensation qui soustrait la part naturelle de l'activité β ($B_{\text{nat}} = A_{\text{tot}}/F$) à l'activité β totale (B_{tot}) mesurée : $B_{\text{art}} = B_{\text{tot}} - (A_{\text{tot}}/F)$
Une alarme est déclenchée si la valeur de l'activité β artificielle calculée dépasse un seuil prédéfini.

Dans la pratique, toutefois, il apparaît que le facteur F n'est pas véritablement constant pour une station donnée mais fluctue (en moyenne entre 0.65 et 0.85) quotidiennement ainsi qu'en fonction de la saison et des conditions météorologiques. Afin d'automatiser le plus possible l'évaluation des résultats, les moniteurs sont équipés d'un logiciel permettant d'adapter en permanence ce facteur F pour prédire au mieux la composante naturelle du rayonnement β (B_{nat}) en tenant compte des fluctuations saisonnières et quotidiennes du site de mesure. Pour cela, le moniteur effectue la moyenne glissante des n ($n > 10$) derniers rapports pour autant que ce dernier soit compris entre des valeurs seuils (0.6 et 0.9). Ce rapport moyen donnera le facteur F_m avec lequel la concentration β artificielle de la mesure en cours sera calculée. Cette technique de compensation automatique du facteur α/β (F_m), offre par ailleurs un abaissement de la limite de détection, jusqu'à un facteur 2 suivants les sites, par rapport à la méthode de correction manuelle utilisée jusqu'en 2011.

Les modifications apportées en 2016

Cinq des onze moniteurs $\alpha\beta$ du réseau RADAIR ont été remplacés par les nouveaux moniteurs FHT59N3 du réseau URAnet aero, successeur du réseau RADAIR. Contrairement aux moniteurs $\alpha\beta$, les nouvelles sondes permettront l'identification et la quantification individuelle des divers radionucléides (émetteurs gamma) présents dans l'air, grâce à la mesure par spectrométrie gamma automatique et en continu des aérosols collectés sur un filtre déroulant. Les moniteurs du réseau URAnet aero étant toujours en test, les résultats obtenus en 2016 ne seront pas détaillés ici. Le reste du réseau RADAIR (moniteurs restants et serveurs) fonctionne toujours avec satisfaction.

En vue de l'intégration des moniteurs d'iode au réseau URAnet, l'ordinateur de contrôle du moniteur d'iode du site de Fribourg a été rénové avec du matériel de nouvelle génération.

Les résultats de mesure

Collecteurs d'aérosols α/β :

Les figures A à H montrent les concentrations α naturelles mensuelles moyennes et maximales enregistrées en 2016 aux stations de Bellinzona, de Fribourg, de Vaduz et de Weissfluhjoch ainsi que les histogrammes des concentrations β artificielles obtenues après compensation.

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

Les différences marquées entre la moyenne des concentrations maximales et les concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle passant de 5 à 30 Bq/m³ (en 24 heures) suivant les sites (figures A, B et E). La nuit, le sol se refroidit, et refroidit l'air qui le surplombe. Ce phénomène d'inversion nocturne limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent près du sol durant la nuit. Lorsque le rayonnement solaire élève la température du sol, l'inversion se résorbe, les produits de filiation du radon peuvent s'échapper et les concentrations α mesurées diminuent;

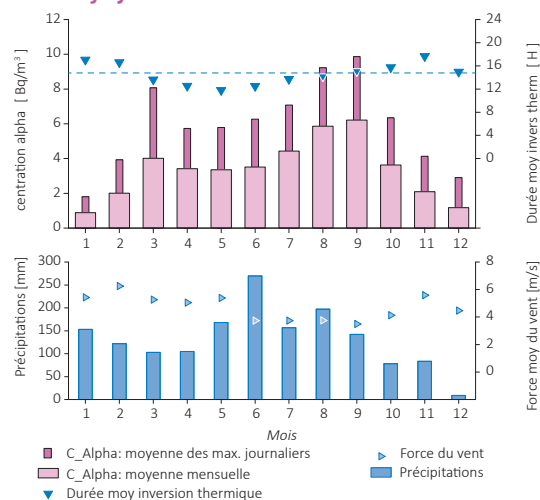
la concentration α maximale étant généralement enregistrée juste après le lever du jour. Afin de mieux comprendre le phénomène, les figures A, B et E montrent, pour chaque mois, la durée journalière moyenne de l'inversion nocturne. Ces durées ont été déterminées à l'aide des mesures demi-horaires des températures de l'air à 2 m et celles au sol. Ces figures montrent que l'inversion nocturne est plus longue en automne et en hiver (à l'exception de décembre 2016 particulièrement ensoleillé) et par conséquent le cumul du radon (concentrations alpha) plus important à ces périodes, d'où des maximaux journaliers plus élevés. Ce mécanisme peut être atténué en cas de vents importants comme se fut le cas en février à Fribourg (voir figure B). A noter qu'à l'inversion nocturne peut également se superposer le phénomène d'inversion en altitude (inversion de subsidence), due à la présence de hautes pressions persistantes et qui influence la concentration α moyenne. La compression de l'air sous la haute pression génère une couche d'air chaud généralement entre 1'000 et 1'500 m d'altitude, créant une situation d'inversion, avec des températures plus élevées en montagne qu'en plaine. En présence d'anticyclone bloquant, la concentration α quotidienne moyenne va augmenter régulièrement. Ce phénomène a été particulièrement marqué en décembre 2016, d'où une concentration α mensuelle moyenne très élevée visible à Vaduz à cette période (les moniteurs de Bellinzona et de Fribourg ont été mis hors service début décembre). Ces différents mécanismes expliquent les résultats mesurés pour les sites de plaine.

Dans les stations de montagne comme au Jungfrauoch et au Weissfluhjoch, les concentrations en radon sont très faibles, en moyenne de l'ordre de 4 - 6 Bq/m³. La contribution provient essentiellement de la plaine, soit avec les vents thermiques, soit avec les vents dominants. Les plus fortes concentrations se rencontrent plutôt en été et sont moindres en hiver. Pour le site de Weissfluhjoch, les mois de novembre à février, le sol de la vallée de Davos est partiellement gelé ou recouvert de neige, à cela s'ajoute que les vents thermiques sont quasi inexistants ce qui explique que les concentrations sont moins importantes durant ces mois, malgré une forte inversion.

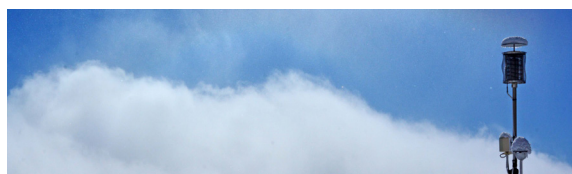
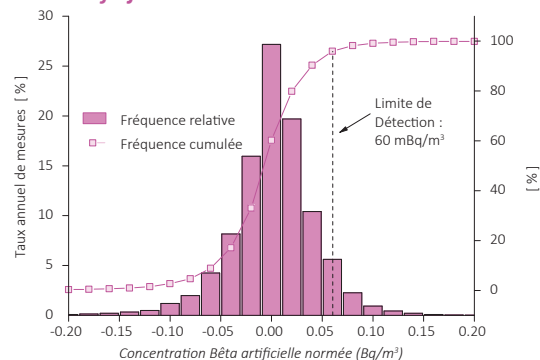
Les concentrations alpha des sites de plaines des mois d'avril à juin sont atténuées, d'une part à cause d'une durée des inversions thermiques moins importantes, d'autre part à cause des précipitations (lessivage des aérosols), à cela s'ajoute également un brassage plus important des masses d'air (phénomène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

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. Suivant les sites, on observe ainsi un rapport d'environ 100 à 200 entre la limite de détection des concentrations β artificielles et les valeurs maximales des concentrations α . La présence irrégulière du radon et de ses produits de filiation sur le sol suisse est ainsi responsable des différences notables des limites de détection de la radioactivité β d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration β (figures C, D, G et H) montrent ces limites. Avec l'algorithme automatique de compensation, des incidents de radioactivité plus petits que 300 mBq/m³ pour les stations de plaine et plus petits que 50 mBq/m³ pour les stations d'altitude ne sont pas décelables. A noter que pour faciliter la comparaison des histogrammes entre eux, le pourcentage de mesure (par rapport au nombre annuel total de mesures effectuées par le moniteur) est indiqué en ordonnée, plutôt que le nombre absolu de mesures. En effet, en raison de pannes diverses, le nombre annuel de mesures réalisées par moniteur n'est pas identique.

F: Weissflujoch 2016



H : Weissflujoch 1.1-4.12.2016



À titre d'essai, le moniteur de Fribourg a été équipé durant quelques mois d'une pompe avec un débit variable. En comparant les concentrations artificielles moyennes de deux périodes de même durée où les concentrations alpha étaient les mêmes, mais où le débit de la pompe était de 15 m³/h, au lieu de 8 m³/h, on constate que la limite de détection est réduite, mais pas d'un facteur 2, puisqu'elle passe de 100 mBq/m³ à 75 mBq/m³.

Les moniteurs α/β de Fribourg et de Bellinzona ont fonctionné jusqu'au début décembre 2016. Ils ont ensuite été remplacés par les nouveaux collecteurs spectroscopiques FHT59N3 du réseau URANET.

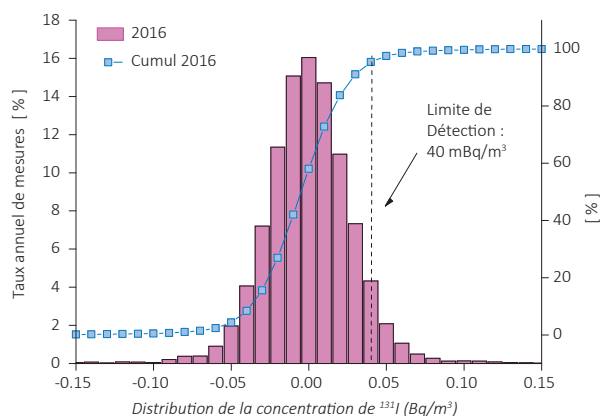
De manière générale, les limites de détection restent sensiblement les mêmes ces dernières années. Elles se situent entre 100 et 400 mBq/m³ pour les sites de plaine.

Notons pour terminer qu'aucune activité β d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par les collecteurs α/β en 2016.

Collecteur de ¹³¹I:

Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Genève-Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (¹³¹I) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à leur limite de détection (40 - 50 mBq/m₃) au cours de l'année 2016. La figure 2 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ¹³¹I enregistré dans les stations de Genève et du PSI. Malgré les 3 mois d'interruption du moniteur de Genève pour la rénovation du local, les deux histogrammes de la figure 2 sont quasiment identiques.

Genève 1.1.-31.12.16



PSI 1.1.-31.12.16

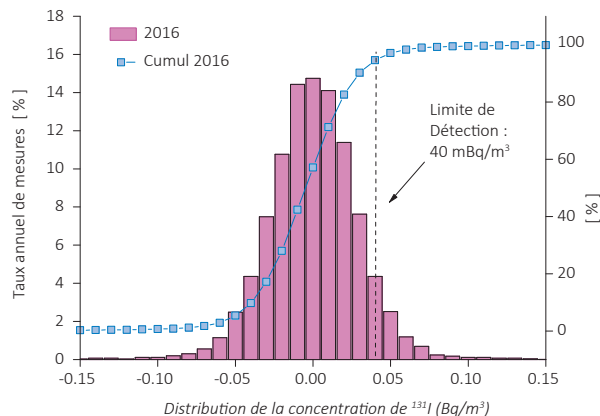


Figure 2:

Histogramme de la concentration du ¹³¹I des stations de Genève et du PSI en 2016

Disponibilité du système

Suite au remplacement des collecteurs α/β de Bâle, Bellinzona, Fribourg, et de Genève par des moniteurs spectroscopiques, les données des moniteurs α/β sont incomplètes pour 2016. En effet l'installation de ces nouveaux collecteurs a nécessité la rénovation des lignes électriques et des climatiseurs ainsi que les passages des lignes d'aspiration.

Hormis l'arrêt des moniteurs pour travaux, les pannes les plus courantes ont été, dans l'ordre de fréquence: les pannes de climatisation des locaux, quelques pannes de secteurs et de communication principalement sur le site du Jungfrauoch et enfin une panne de disque dur.

Conclusions

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'air réalisées en continu par le réseau automatique RADAIR n'ont mis en évidence aucune valeur inhabituelle au cours de l'année 2016. Après 20 ans de service, le réseau RADAIR arrive toutefois en fin de période d'exploitation. En 2016, cinq des onze moniteurs α/β du réseau RADAIR ont déjà été remplacés par les nouveaux moniteurs spectroscopiques de son successeur, le réseau URANet aero.

4.3

Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

M. Müller, S. Estier,

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Mittels zwei an Militärflugzeugen montierten Sammelgeräten werden in 8'000 bis 12'000 m Höhe Luftproben erhoben. Im Falle einer Radioaktivitätsfreisetzung kann somit die Nuklidzusammensetzung bereits bestimmt werden, bevor sich die Radioaktivität auf Boden und Pflanzen absetzt. Das Einsatzkonzept sieht im Normalfall 6 Flüge pro Jahr vor, im Ereignisfall können nach Absprache zusätzliche Sammelflüge durchgeführt werden. 2016 konnten nur 4 Flüge durchgeführt werden. Die Messwerte lagen im Bereich der letzten Jahre.

Vorgeschichte

In den 1960er-Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die damalige KUER (Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) wurde bereits in den 1950er-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschlägen aufzubauen, um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können.

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität zum grössten Teil in die Atmosphäre, und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet.

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 1960er-Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, welche ermöglichten,

mittels Militärflugzeugen Aerosolproben aus bis zu 12'000m Höhe zu sammeln um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 1960er-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

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



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

Sammlung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikel erfolgt mit Hilfe von Filtern, welche in einem Sammelaggregat unter dem Flügel eines Tigers F-5F/E befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was 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 Anfang 2010 Hin- und Rückflug abwechselungsweise über resp. unter der Tropopause erfolgen. Die Höhe der Tropopause wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt.

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



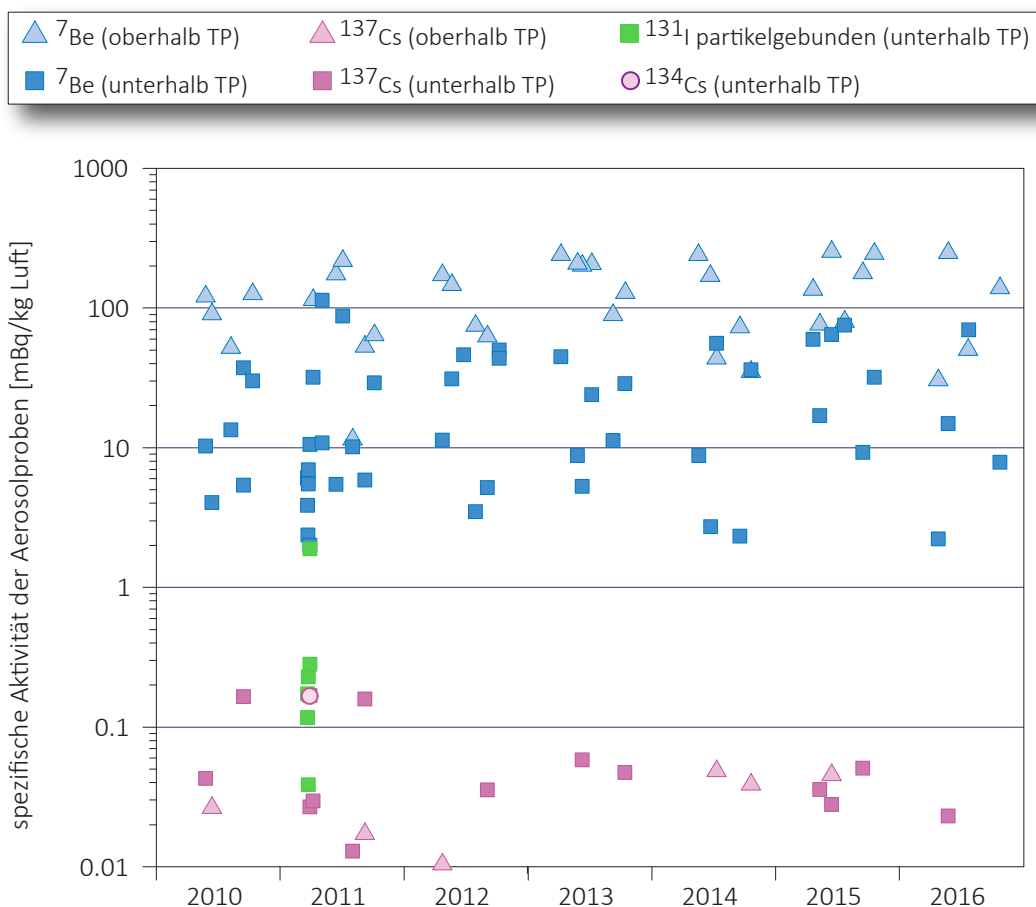
*Figur 2:
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines
Tiger sowie Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.*

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

Messung der Proben

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

4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen



Figur 3:
 ^7Be -, ^{134}Cs -, ^{137}Cs - und partikelgebundene ^{131}I - Messwerte in mBq/kg Luft in den Jahren 2010-2016.

Über die letzten sechs Jahre liegt die durchschnittliche Konzentration des kosmogenen Radionuklids ^7Be oberhalb der Tropopause bei 126 mBq/kg. Bei den Messungen 1 km unterhalb der Tropopause liegt der Durchschnittswert bei 11 mBq/kg. Als Vergleich seien hier die Werte von P. Winiger [1] bis [4] erwähnt, die für ^7Be im Mittel bei 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg 1'000 m über bzw. unter der Tropopause liegen.

Der grösste Teil der ^{137}Cs -Werte lag im Jahr 2016 unter der Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg. In Figur 3 deutlich sichtbar sind die nach dem Reaktorunfall Fukushima (Japan) gemessenen ^{131}I -Konzentrationen, welche jedoch infolge der Halbwertszeit von 8 Tagen schon kurze Zeit später nicht mehr messbar waren. Auch das Radionuklid ^{134}Cs konnte in den Jahren nach 2011 im Berichtsjahr nicht mehr nachgewiesen werden.

Quellen:

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

4.4

Radioaktivität in aquatischen Systemen

M.S. Brennwald

Eawag, Gruppe Umweltisotope, Abteilung W+T, 8600 Dübendorf

A. Lück

Eawag, Gruppe Sedimentologie, Abteilung SURF, 8600 Dübendorf

M. Zehringer

Kantonales Labor Basel-Stadt, 4012 Basel

Zusammenfassung

In den Wasser- und Partikelproben von Aare und Rhein wurden 2016 sporadisch ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co aus Abgaben der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau oder Leibstadt nachgewiesen. Die beobachteten Messwerte liegen im Rahmen der in den letzten Jahren beobachteten Werte. Weiter wurde ^{137}Cs gefunden, welches zum grössten Teil vom Tschernobylunfall stammt. In Stichproben von Schwebstoffen im Rhein bei Weil (D) wurden im Weiteren die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I , ^{177}Lu und ^{223}Ra gefunden, welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar. In verschiedenen Wasserpflanzenproben wurde vereinzelt ^{54}Mn , ^{60}Co und ^{137}Cs gefunden. Analysen des Grundwassers bei Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf eine Infiltration künstlicher Radionuklide aus der Aare bzw. dem Rhein.

Ziele

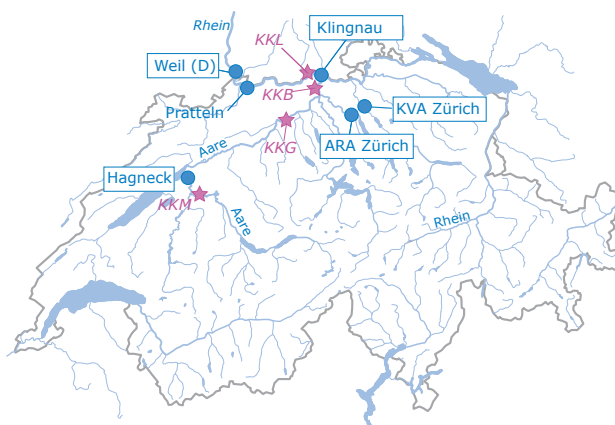
Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über Einleitung von Abwässern oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Entsprechend wird die Radioaktivität in aquatischen Systemen kontinuierlich analysiert mit dem Ziel, die Radionuklid-Immissionen der entsprechenden Betriebe zu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

Methoden

Die kumulierten Radionuklidabgaben der Kernkraftwerke werden mittels Wasserproben an verschiedenen Standorten entlang von Aare und Rhein erfasst und überwacht (Figur 1). Die Station Hagneck liegt stromabwärts des Kernkraftwerks Mühleberg an der Mündung der Aare in den Bielersee. An der Station Klingnau weiter stromabwärts werden zusätzlich die Abgaben der Kernkraftwerke Gösgen und Beznau überwacht. An der Station Pratteln werden schliesslich auch die Abgaben des Kernkraftwerks Leibstadt berücksichtigt. Komplementär zu den Wasserproben aus Rhein und Aare werden bei Hagneck, Klingnau und Pratteln auch regelmässig

Schwebstoffproben gesammelt. Zusätzlich werden sporadisch auch Grundwasser-, Fisch- und Wasserpflanzenproben untersucht. Die Aktivitäten der Radionuklide in allen Proben werden an der Eawag mittels Gammaskpektrometrie bestimmt.

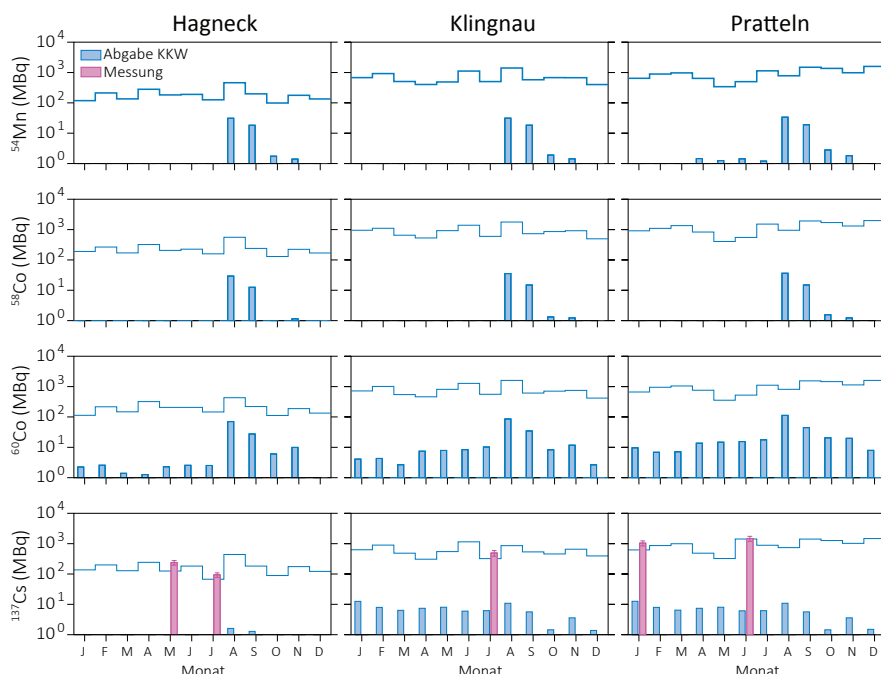
Die Wasserproben aus Aare und Rhein bei Hagneck, Klingnau und Pratteln werden als grossvolumige, monatliche Sammelproben entnommen. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was monatliche Sammelproben zwischen 50 L und 200 L ergibt. Zur Bestimmung der monatlichen Fracht der Radionuklide in Aare und Rhein werden die Radionuklide in den Sammelproben durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert. Danach wird das Fällungsprodukt getrocknet und darin die Aktivitäten der betreffenden Radionuklide bestimmt. Die Radionuklid-Fracht ergibt sich aus dem Produkt der gemessenen Aktivität und der während der Sammelperiode abgeflossenen Wassermenge.



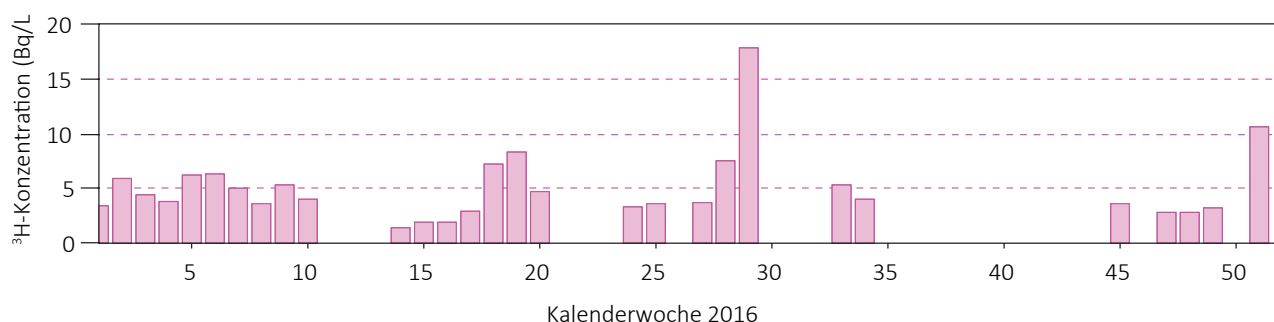
Figur 1: Standorte der Stationen zur Überwachung der Radionuklidabgaben aus den Kernkraftwerken Mühleberg (KKM), Gösgen (KKG), Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) und sonstigen industriellen oder medizinischen Betrieben.

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

Bei der Rheinüberwachungsstation Weil (D) werden durch das Kantonale Labor Basel Stadt täglich Wasserproben entnommen, zu Wochenmischproben vereinigt und deren ^3H -Aktivität bestimmt (Bestimmungsgrenze 2 Bq/L). Zudem werden bei Weil monatlich Schwebstoff-Stichproben gewonnen. Dabei wird über Zeiträume von einigen Tagen Rheinwasser aus der Querprofilmischung entnommen und davon die Schwebstoffe abzentrifugiert. Die Schwebstoffe werden gefriergetrocknet, gemahlen und danach gammaspektrometrisch analysiert. Aus den so bestimmten spezifischen Aktivitäten und dem monatlichen Abfluss bei Basel werden die monatlichen Radionuklidfrachten auf suspendierten Partikeln abgeschätzt. Dabei



Figur 2: Vergleich der berechneten und gemessenen Frachten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs an den drei Stationen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die berechneten Frachten entsprechen den kumulierten Abgaben der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte lagen mit wenigen Ausnahmen immer unter der Bestimmungsgrenze (blaue Stufenlinie). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der Fracht.



Figur 3:
³H-Aktivitätskonzentration im Rhein bei Weil am Rhein (D).

ist zu beachten, dass diese Hochrechnung auf der Annahme beruht, dass die über 1-4 Tage gesammelten Stichproben repräsentativ für den ganzen Monat sind, was aufgrund der diskontinuierlichen Abgaben der Kernkraftwerke nicht immer zutrifft.

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

Ergebnisse

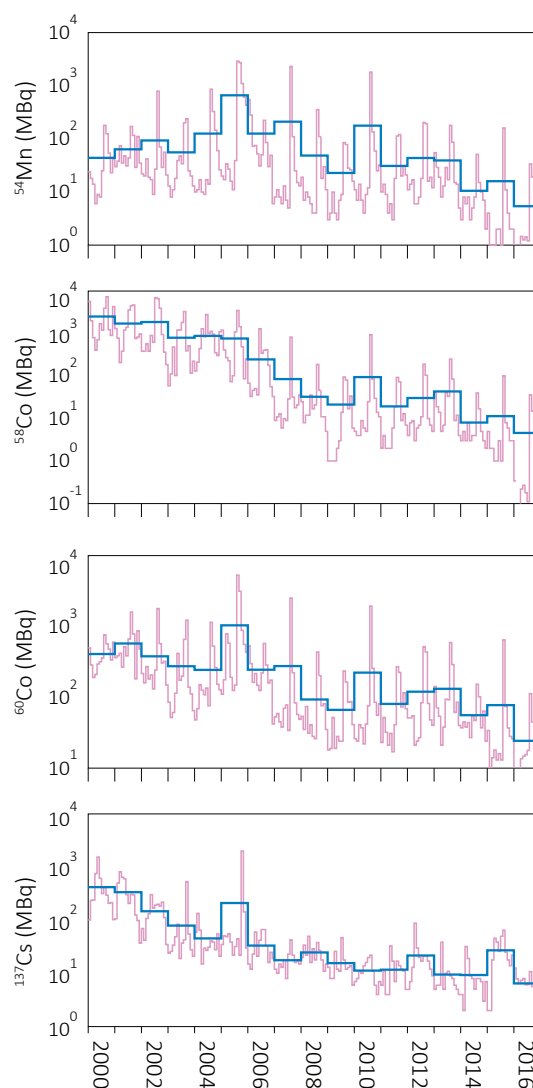
Wasserproben

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

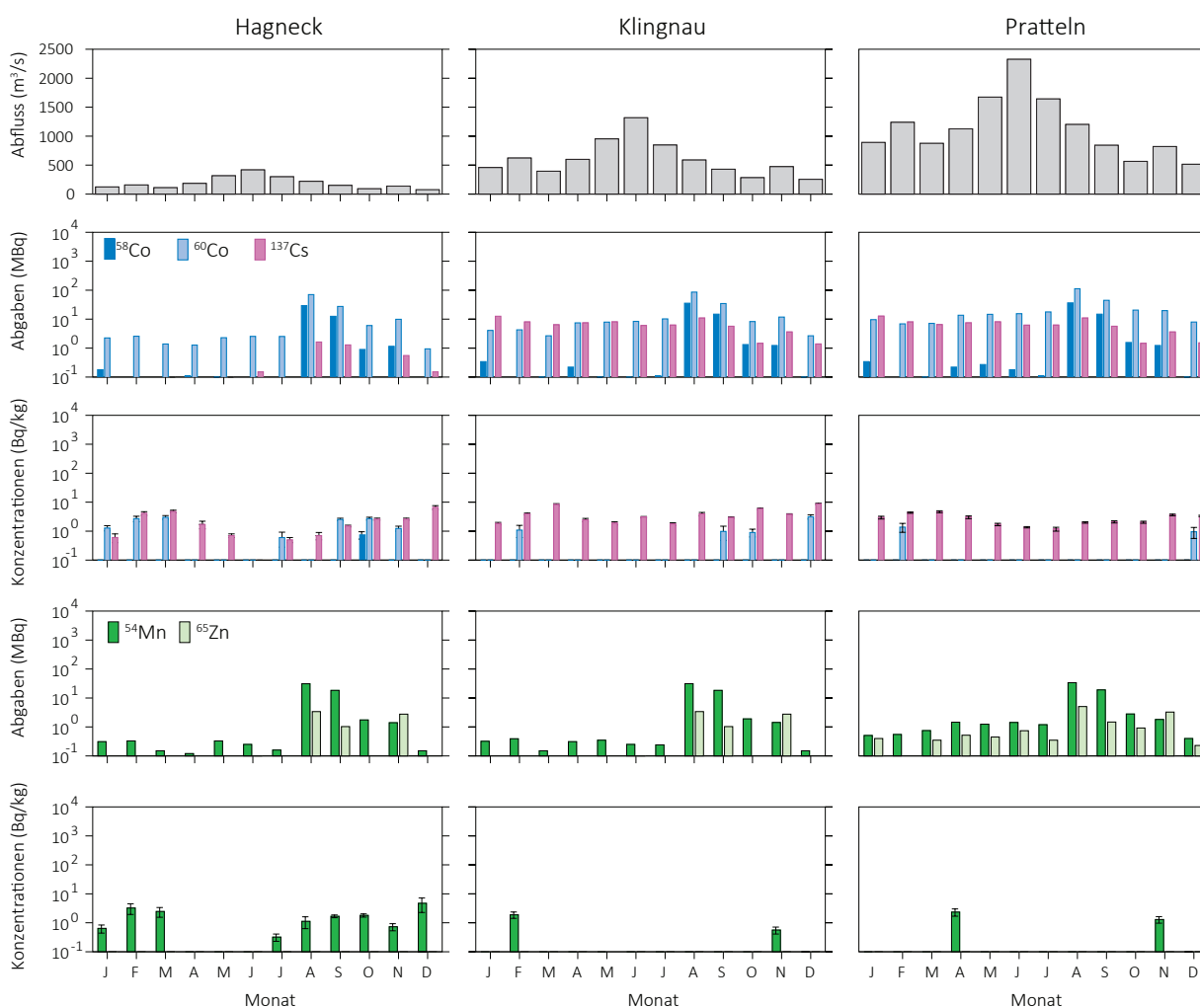
Die kumulierten Abgaben von ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co und ⁶⁰Co der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke sind bei allen drei Stationen nahezu identisch, weil diese Nuklide überwiegend aus dem Kernkraftwerk Mühleberg stammen. Die kumulative ¹³⁷Cs-Bilanz ist durch die Abgaben des Kernkraftwerks Beznau bestimmt, welche relativ gleichmässig über das Jahr verteilt waren.

Bei allen drei Stationen (Hagneck, Klingnau und Pratteln) wurde über das ganze Jahr kein ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co oder ⁶⁰Co nachgewiesen. ¹³⁷Cs wurde bei allen drei Stationen nur sporadisch und in Konzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze gefunden. Diese ¹³⁷Cs-Nachweise sind grösser als die Abgaben der Betriebe, was wie in bisherigen Jahren auf die Remobilisierung von ¹³⁷Cs vom Tschernobylunfall zurückgeführt wird.

Die ³H-Aktivität der wöchentlichen Rheinwasserproben von Weil am Rhein (D) ist in Figur 3 dargestellt.



Figur 4:
Zeitliche Entwicklung der Abgaben von ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co und ¹³⁷Cs aus den Kernkraftwerken während 2000 - 2016 (jährliche und monatliche Mittelwerte der Summen der Abgaben aller Kernkraftwerke; Angaben ENSI).



Figur 5 :

Spezifische Aktivitäten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs in den monatlichen Partikelproben aus den Sedimentfallen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln im Vergleich mit dem Abfluss und den kumulierten Abgaben der stromaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte wurden nur dann eingezeichnet, wenn die Bestimmungsgrenze der jeweiligen Messung erreicht wurde (typische Bestimmungsgrenzen für alle Nuklide in der Figur: 0.5 - 4 Bq/kg). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der spezifischen Aktivitäten.

Die ^3H -Konzentrationen betragen über das ganze Jahr generell ≤ 8 Bq/L. Dieser Wert wurde nur in den beiden Proben der Kalenderwoche 29 (18 Bq/L) und Kalenderwoche 51 (11 Bq/L) übertroffen.

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

Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein

Figur 4 zeigt den zeitlichen Verlauf der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aller Kernkraftwerke während den Jahren 2000- 2016. Als Folge der Revisionen der Kernkraftwerke sind die Abgaben in der Regel im Sommer/Herbst am grössten. Über die Jahre betrachtet haben die Abgaben von ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bis ca. 2008 tendenziell abgenommen. Danach ist keine systematische Veränderung erkennbar, wobei die Abgaben im Jahr 2016 allerdings bei allen vier Nukliden einen Tiefstand erreicht haben.

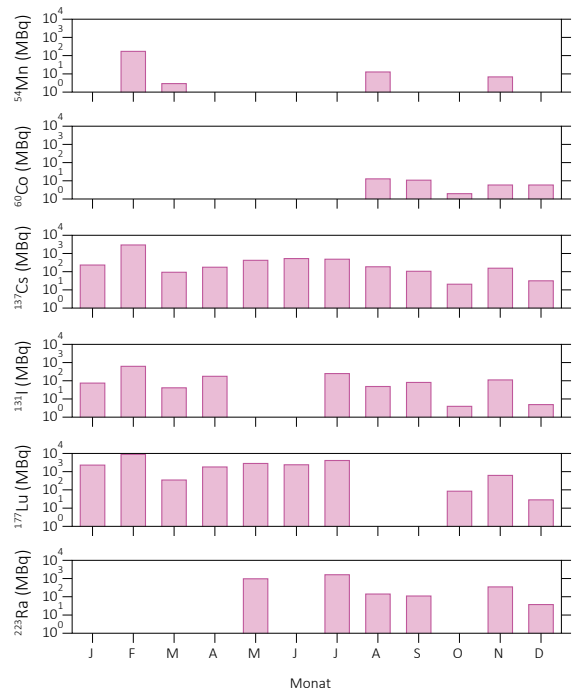
Im Einklang mit den generell geringeren Abgaben während der letzten Jahre lagen die Messwerte der im Wasser gelösten Radionuklide meist unterhalb der spezifischen Bestimmungsgrenzen. Deshalb ist wie bereits in den Vorjahren eine Quantifizierung der Jahresgesamtfracht anhand der monatlich überwachten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

Partikelproben

Die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklidspezies lagern sich an suspendierte Partikel im Wasser an. Der Partikeltransport trägt somit wesentlich zur Verfrachtung der Radionuklide bei. Insbesondere werden Radionuklide durch sedimentierende Partikel aus dem offenen Wasser entfernt. Umgekehrt können Radionuklide durch Resuspension des Sediments auch wieder zurück in die Wasserphase gelangen.

Die spezifischen ^{137}Cs -Aktivitäten der Partikelproben liegen bei allen drei Stationen bei 0.4 - 8.7 Bq/kg, und der zeitliche Verlauf zeigt keine generelle Korrelation mit den Abgaben aus den Kernkraftwerken (Figur 5). Die ^{137}Cs -Nachweise werden in Übereinstimmung mit dem im Wasser gelösten ^{137}Cs auf die Mobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobylunfall zurückgeführt. Ansonsten wurden ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{65}Zn bei den Stationen Hagneck, Klingnau und Pratteln nur vereinzelt nachgewiesen.

Figur 6 zeigt die aus den Stichproben bei Weil (D) abgeschätzten Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co und ^{137}Cs auf Schwebestoffen. ^{54}Mn und ^{60}Co wurden nur sporadisch nachgewiesen. In allen Stichproben wurde ^{137}Cs gefunden, was wiederum primär auf die Mobilisierung von ^{137}Cs aus dem Tschernobylunfall zurückgeführt werden kann. Zusätzlich zu den relativ langlebigen Radionukliden konnten in den Stichproben von Weil (D) auch die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I (Halbwertszeit: 8 Tage), ^{177}Lu (Halbwertszeit: 6.7 Tage) und ^{223}Ra (Halbwertszeit: 11.4 Tage) nachgewiesen werden (ebenfalls Figur 6), welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden.



Figur 6: Monatliche Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{131}I , ^{177}Lu und ^{223}Ra auf Schwebestoffen bei Weil am Rhein (D). Die Frachten wurden aus den Messergebnissen der Stichproben abgeschätzt, welche über kurze Zeiträume (1 - 4 Tage pro Monat) gesammelt wurden.

Fische

Im Jahr 2016 wurden Fische aus der Aare bei Hagneck (gefangen am 23.2.2016), bei Schönenwerd (11.8.2016), dem Klingnauer Staubecken (7.10.2016) und dem Rhein bei Birsfelden (19.12.2016) analysiert. Bei allen Fischproben wurde natürliches ^{40}K gefunden (671- 757 Bq/kg). Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen

Wasserpflanzen

Es wurden Wasserpflanzen bei den verschiedenen Überwachungsstationen entnommen und analysiert:

- In der Probe von Wehr bei Hagneck (23.8.2016) wurden ^{54}Mn (18 Bq/kg), ^{60}Co (19 Bq/kg) und ^{137}Cs (10 Bq/kg) gefunden.
- In der Probe vom Klingnauer Staubecken (23.8.2016) wurde ^{137}Cs (4 Bq/kg) gefunden.
- In der Probe von Pratteln (23.8.2016) wurden keine künstlichen Radionuklide gefunden.

Abgesehen von künstlichen Radionukliden wurde in allen Proben ^{40}K beobachtet (407 - 504 Bq/kg).

Grundwasser

In den Grundwasserproben von Aarberg (2.11.2016), Döttingen (23.8.2016) und Pratteln (2.11.2016) wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen (Bestimmungsgrenze 0.3 - 2 mBq/L).

4.5

Automatisches Messnetz zur Überwachung des Flusswassers

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

Zusammenfassung

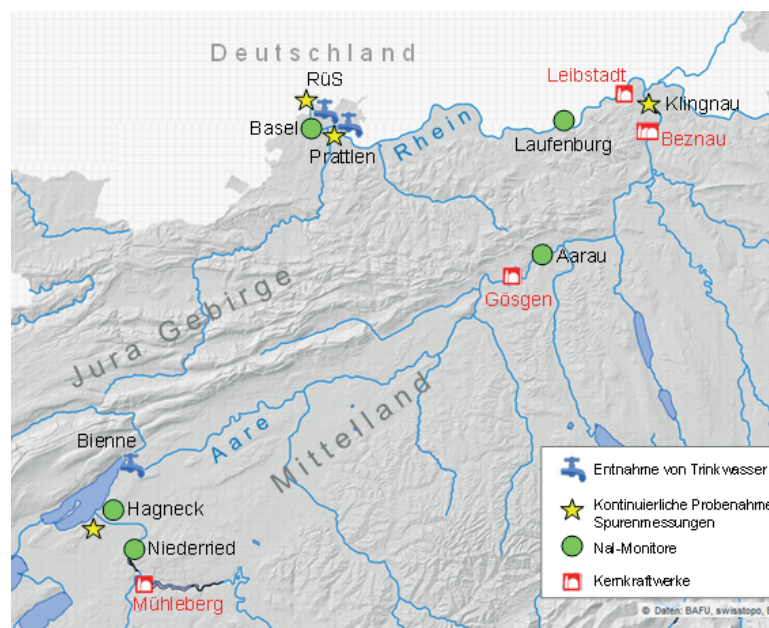
Die fünf automatischen Natrium-Iodid-Sonden des Messnetzes URAnet aqua messen fortlaufend die Konzentration von Gammastrahlern in Aare und Rhein und übermitteln alle 10 Minuten einen Messwert. Künstliche Radionuklide konnten im Berichtsjahr nicht nachgewiesen werden. Mit Ausnahme der Sonde Hagneck, welche nach einer Beschädigung erneut längere Zeit ausfiel, war die Verfügbarkeit der Messsonden sehr hoch.

Das Messnetz und seine Aufgaben

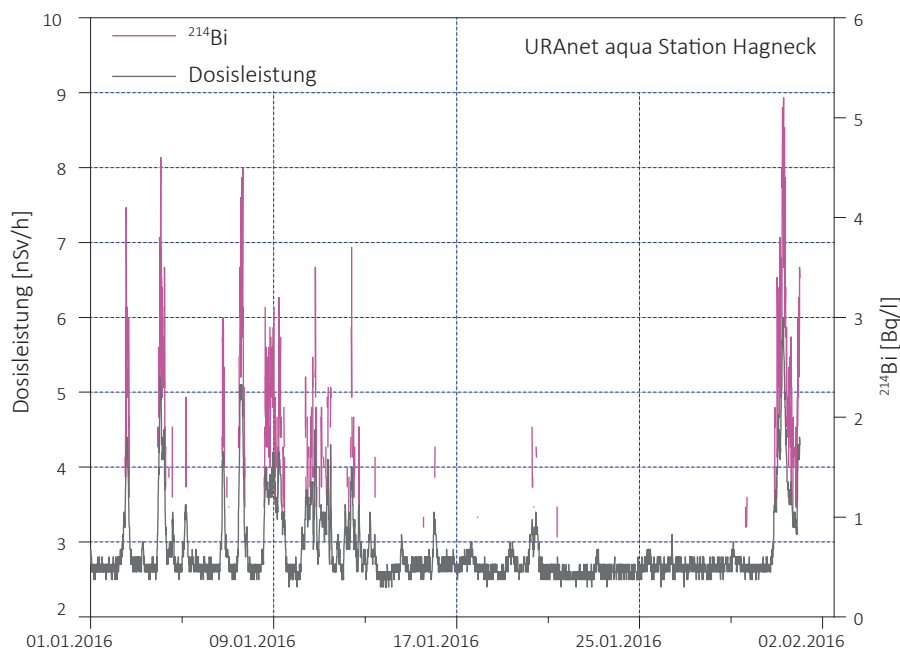
Das Messnetz «URAnet aqua» überwacht kontinuierlich und automatisch das Flusswasser von Aare und Rhein stromabwärts der Kernkraftwerke (Figur 1). Die fünf Messsonden sind wie folgt installiert:

bei Niederried und Hagneck, zwischen dem KKW Mühleberg und dem Bielersee (Trinkwasserentnahme); bei Aarau, flussabwärts des KKW Gösgen; bei Laufenburg, unterhalb des KKW Leibstadt; und bei Basel zur Überwachung des vom Wasserwerk (iwb) im Rhein entnommenen Wassers.

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



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



Figur 2:
Dosisleistung bei der Station Hagneck im Januar 2016. Erhöhte Werte treten auf, wenn bei Niederschlagsereignissen Radonfolgeprodukte in die Flüsse geschwemmt werden. Diese Radonfolgeprodukte werden von der Sonde erfasst, wie am Beispiel ^{214}Bi in der Figur dargestellt.

net ein Energiespektrum auf. Alle 10 Minuten werden Messwerte an die Messzentrale weitergeleitet. Am Ende einer vollen Stunde werden die sechs 10 Minuten Spektren addiert und neu ausgewertet, was eine tiefere Nachweisgrenze ermöglicht (1Bq/l für ^{137}Cs), siehe auch Lit. [1].

Messergebnisse 2016

Die Verfügbarkeit der Sonden, d.h. das Vorhandensein der 10-Minuten Spektren, ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Bis auf die Station Hagneck waren diese Werte hoch: 97.9% oder besser. Die Sonde Hagneck ist erneut bei einem Hochwasser beschädigt worden, was wiederum zu einem längeren Ausfall führte, weil diese Sonde mitten in der Aare befestigt ist und Wartungsarbeiten entsprechend aufwändig sind. Da mit Niederried und Hagneck zwei Stationen unterhalb des KKW Mühleberg installiert sind, war die lückenlose Erfassung des Aarewassers vor Eintritt in den Bielersee trotzdem gewährleistet.

Die NaI-Detektoren des URAnet aqua Messnetzes konnten 2016 keine künstlichen Radioisotope im Flusswasser nachweisen. Bei den Messwerten fallen vor allem Spitzen in der Dosisleistung auf, wenn nach starken Niederschlägen viele Radonfolgeprodukte ins Flusswasser gelangen (siehe Fig. 2). Neben den kurzen «Radonspitzen» zeigt die Sonde Laufenburg anhaltendes Ansteigen der ODL bei Hochwasser. Das hat damit zu tun, dass die Sonde frei im Wasser hängt und bei erhöhter Strömung aufschwimmt; zudem werden durch das Öffnen der Schleusen die Strömungsverhältnisse geändert. Bei genauerer Betrachtung lässt sich bei der Ortsdosisleistung der Sonde Niederried eine geringe Erhöhung im August und September feststellen. Die Ursache ist die Stauabsenkung des Stausees Niederried in dieser Zeit. Auch hier führt eine geringere Abschirmung des Detektors durch die Wassersäule zu einem stärkeren Beitrag an kosmischer Strahlung. Online werden zurzeit die 24-Stunden Mittelwerte der gemessenen Radioisotope auf www.radenviro.ch publiziert.

Literatur

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

Ursache einer allfälligen Kontamination eruiert und die Bevölkerung informiert. Falls erforderlich, wird auch die Internationale Hauptwarnzentrale Rhein informiert. Bei Überschreitung der zweiten Schwelle wird sofort eine Alarmmeldung an die Nationale Alarmzentrale gesandt, die nach Rücksprache mit dem BAG die nötigen Massnahmen anordnet.

Die automatischen Messsonden sind komplementär zu den monatlichen Messungen der EAWAG (siehe Figur 1), welche mit einer mehr als tausendmal tieferen Nachweisgrenze auch geringe Abgaben der Kernkraftwerke erfassen.

Messtechnik

Die eingesetzten Sonden enthalten 3“ NaI Detektoren, welche im Wasser eine «Sichtweite» von rund einem Meter haben. Die NaI-Kristalle registrieren die Gammastrahlung und die Sonde zeich-

Tabelle 1:
Verfügbarkeit (Uptime) der NaI Wassersonden im Jahr 2016

Station	Uptime	Inbetriebnahme
Niederried	99.9%	Juni 2014
Hagneck	70.3%	Juni 2015
Aarau	99.7%	Juni 2014
Laufenburg	97.9%	Januar 2015
Basel	99.9%	Juli 2013

4.6

Radioactivité du sol et de l'herbe

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

S. Estier, P. Steinmann, A. Gurtner
Section de surveillance de la radioactivité (URA), URA / BAG, 3003 Berne

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

J.A. Corcho Alvarado, S. Wüttrich, S. Rölli, B. Balsiger
Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0 - 5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires, et mesuré leurs niveaux d'activité. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie gamma in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que l'activité artificielle dans le sol et l'herbe est restée faible et est principalement due aux retombées des essais d'armes atomiques réalisées en atmosphère dans les années soixante ainsi qu'aux retombées de l'accident de Tchernobyl. Pour tous les échantillons de sol, les activités sont inférieures à 1 Bq/kg pour le plutonium et l'américium. L'activité en ^{90}Sr est proche de 1 Bq/kg sur le plateau suisse, mais elle est plus élevée dans les régions au relief plus marqué et lorsque l'altitude augmente. 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 271 Bq/kg au Tessin et 46 Bq/kg à l'extrême nord-est de la Suisse, des régions qui ont été plus impactées par les retombées de l'accident, tandis que sur le plateau les valeurs mesurées sont inférieures à 20 Bq/kg. La diminution de ces activités continue de progresser, ce qui est illustré par la représentation des valeurs mesurées depuis le début des années 2000.

Les variations observées dans les sols se reflètent au niveau des herbes, avec des activités en ^{90}Sr supérieures dans les herbes de montagne (jusqu'à 12.7 Bq/kg), ainsi qu'au Tessin (valeurs supérieures ^{90}Sr : 11 Bq/kg; ^{137}Cs : 36 Bq/kg). On observe également que la période de coupe est responsable des différences observées dans les activités en ^{90}Sr pour un même site de prélèvement, avec une variation pouvant atteindre un facteur 10.

Introduction

Le ^{90}Sr et le ^{137}Cs ont été largement dispersés dans l'environnement suite aux essais nucléaires des années cinquante et soixante ainsi que lors de l'accident de Tchernobyl en 1986. Ces radioéléments sont les deux principaux produits de fission à durée de vie moyenne (environ 30 ans) et ont un comportement chimique proche de deux éléments impliqués dans les organismes vivants, le calcium (pour le strontium) et le potassium (pour le césium). Par exemple, le ^{90}Sr est facilement transféré du sol aux plantes, puis tout au long de la chaîne alimentaire et pourra finalement se trouver dans les tissus osseux et les dents (voir chapitre 6.2). Le ^{137}Cs va aussi passer du sol aux végétaux et rejoindre la chaîne alimentaire. Au contraire du ^{90}Sr il se retrouvera principalement dans les tissus musculaires des vertébrés et sera éliminé de l'organisme beaucoup plus rapidement que le strontium.

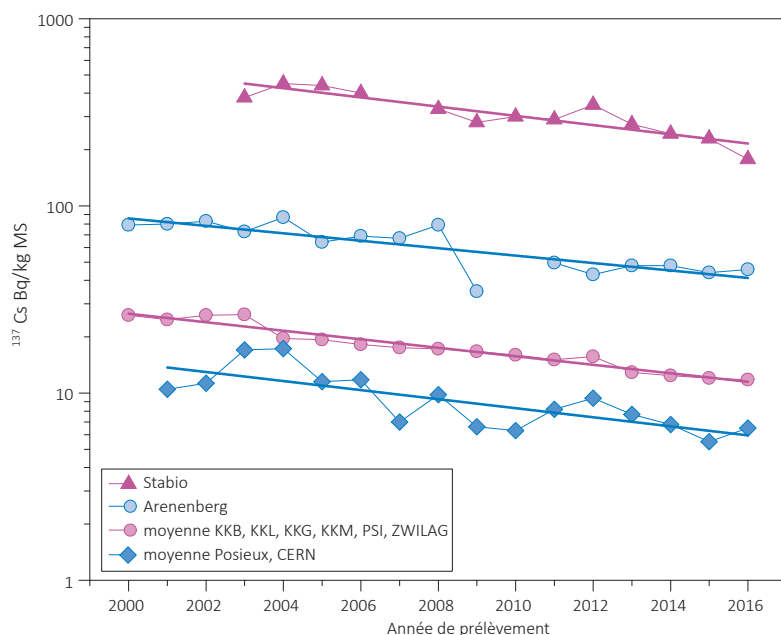


Figure 1 :
Evolution de l'activité en ^{137}Cs (Bq/kg masse sèche) dans des sols de diverses régions prélevés pendant les années 2000 à 2016.

Résultats et discussion

Les résultats des mesures pour les sols sont présentés dans le Tableau 1. Les mesures de ^{137}Cs dans le sol montrent que ce radioélément est encore présent, particulièrement dans les zones impactées de manière significative par l'accident de Tchernobyl. Ainsi, la zone de la Suisse orientale (Arenenberg) présente encore une activité résiduelle de 46 Bq/kg de masse sèche, alors que les sols du reste du plateau suisse dépassent rarement les 10 Bq/kg. Au Tessin, le site de Stabio est particulièrement impacté par le ^{137}Cs de Tchernobyl et

présente une activité de 178 Bq/kg. Pour tous ces sites, l'activité est en diminution ainsi que la Figure 1 l'illustre pour les années 2000 à 2016, avec une période apparente de 12 à 15 ans. Le niveau d'activité mesuré à proximité des installations nucléaires est très proche de celui déterminé en Suisse romande (CERN et Posieux) et plus faible que celui des sites du nord-est et du Tessin.

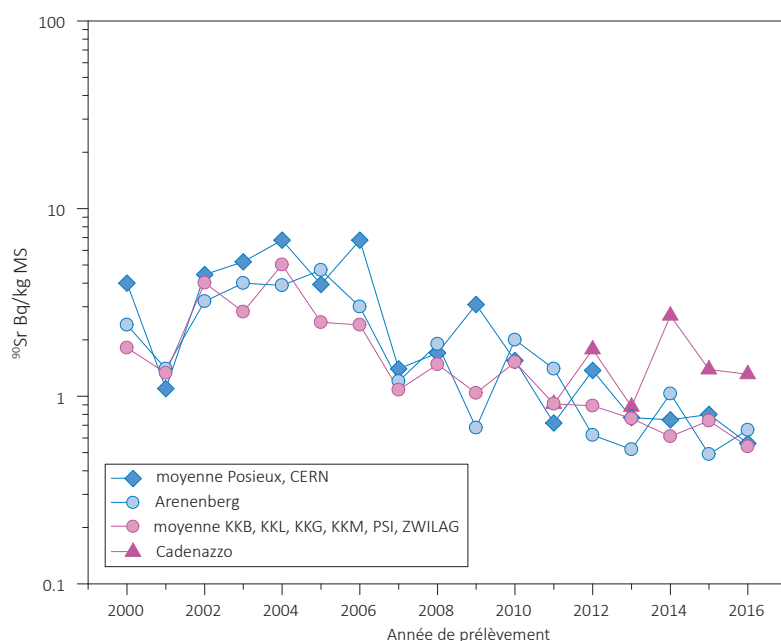


Figure 1 :
Evolution de l'activité en ^{90}Sr (Bq/kg masse sèche) dans des sols de diverses régions prélevés pendant les années 2000 à 2016.

La Figure 2 illustre la diminution également observée pour le ^{90}Sr . Bien que les variations annuelles soient plus importantes que pour le ^{137}Cs aucune différence n'est constatée entre les prélèvements effectués à proximité des installations nucléaires et ceux opérés sur les autres sites du plateau, avec une activité inférieure à 1 Bq/kg. Les sols alpins, hors Tessin, montrent une activité résiduelle en ^{90}Sr et ^{137}Cs dont l'origine peut être tracée aux essais nucléaires (voir Mürren, Gimmelwald et Fahrni) et peuvent atteindre 32 Bq/kg pour le ^{137}Cs et 3.8 Bq/kg pour le ^{90}Sr . Une étude récente [4] a également mis en évidence la diminution d'activité de ces radioéléments sur ces sites de prélèvement, avec une période apparente de 19 à 26 ans pour le ^{137}Cs et 10 à 14 ans pour le ^{90}Sr . On remarque que

Tableau 1:

Activités en ^{40}K , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2016 (Bq/kg matière sèche, fraction < 2 mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (Voisinage KKB)	2	408 - 445	<1.0	<0.9	16.0 - 16.1	1.0 ± 0.2	0.125 ± 0.013	0.059 ± 0.008
AG (KKB in-situ)	2	295 - 355			8.6 - 11.5			
AG (PSI)	1	397 ± 43	< 0.7	< 0.7	10.3 ± 1.2	0.6 ± 0.2	0.112 ± 0.014	0.042 ± 0.006
AG (PSI in-situ)	1	302 ± 32			5.4 ± 0.8			
AG (ZWILAG)	1	397 ± 43	< 0.9	< 0.7	10.9 ± 1.3	0.3 ± 0.1	0.125 ± 0.015	0.049 ± 0.007
AG (ZWILAG in-situ)	1	327 ± 34			7.5 ± 0.9			
AG (Vois. KKL)	4	332 - 438	< 1.2	< 1.1	9.7 - 13.1	0.6 ± 0.2	0.141 ± 0.015	0.069 ± 0.008
AG (KKL in-situ)	4	239 - 347			7.0 - 10.5			
AG/SO (Vois. KKG)	4	386 - 448	< 0.8	< 0.7	8.7 - 16.1	0.7 ± 0.2	0.168 ± 0.015	0.072 ± 0.009
AG/SO (KKG in-situ)	4	290 - 345			5.5 - 9.8			
BE (Voisinage KKM)	4	613 - 760	< 1.5	< 1.1	5.3 - 14.5	0.8 ± 0.2	0.183 ± 0.011	0.037 ± 0.006
BE (KKM in-situ)	4	499 - 620			3.3 - 11.1			
BE (Mürren) ¹⁾	1	540 ± 56	< 0.6	< 0.5	32.0 ± 4.5	3.8 ± 1.4		
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	320 ± 33	< 0.5	< 0.4	13.9 ± 2.0	3.3 ± 1.0		
BE (Fahrni) ³⁾	1	460 ± 63	< 0.2	< 0.3	18.6 ± 5.2	2.5 ± 0.8		
BE (Diesse/Jura)	1	450 ± 46	< 0.5	< 0.5	12.4 ± 1.8	1.5 ± 0.9		
BL (Sissach)	1	567 ± 18	< 0.1	< 0.3	17.2 ± 0.5			
FR (Posieux)	1	383 ± 42	< 0.7	< 0.9	5.4 ± 0.8	0.4 ± 0.2	0.108 ± 0.013	0.048 ± 0.006
FR (Posieux, in-situ)	1	319 ± 33			3.2 ± 0.6			
GE (Vois. CERN)	4	430 - 469	< 1.2	< 0.8	4.0 - 11.0	0.7 ± 0.2	0.100 ± 0.009	0.041 ± 0.006
GE (CERN in-situ)	4	337 - 394			2.9 - 7.1			
GE (CERN BAT588*)	1	428 ± 45	<0.6	<0.6	8.7 ± 1.0			
GE (CERN BAT588* In-situ)	1	352 ± 37			5.4 ± 0.8			
TG (Güttingen)	1	356 ± 39	< 0.7	< 0.7	21.4 ± 2.3	0.5 ± 0.2	0.093 ± 0.009	0.039 ± 0.004
TG (Güttingen in-situ)	1	259 ± 27			9.9 ± 1.2			
TG (Arenenberg)	1	450 ± 12	<0.4	<0.5	45.7 ± 0.7	0.7 ± 0.2	0.132 ± 0.011	0.063 ± 0.008
TI (Centovalli)	1	503 ± 24	<0.5	<0.6	271 ± 19	5.8 ± 1.2		
TI (Leventina)	1	573 ± 19	<0.1	<0.1	27 ± 0.9	2.1 ± 0.4		
TI (Malcantone)	1	609 ± 22	<1.0	<0.2	63 ± 2.2	4.2 ± 0.8		
TI (Stabio)	1	634 ± 71	< 1.5	< 1.2	178 ± 18	1.3 ± 0.3	0.408 ± 0.025	0.180 ± 0.012
TI (Stabio- In situ)	1	525 ± 54			133 ± 13.5			
TI (Cadenazzo)	1	698 ± 74	< 1.0	< 0.9	82.4 ± 8.4	1.3 ± 0.2	0.085 ± 0.008	0.031 ± 0.004 0.032 ± 0.005
TI (Cadenazzo- In-situ)	1	546 ± 56			53.5 ± 5.5			
Ti (Caslano)	1	575 ± 61	< 0.8	< 0.7	109 ± 11	1.2 ± 0.2	0.071 ± 0.008	0.034 ± 0.005
Ti (Caslano- in-situ)	1	551 ± 57			53.8 ± 5.5			

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

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

la période effective du ^{137}Cs dépend du site de prélèvement. Cette observation a été également décrite pour des sols agricoles en France [5], avec des périodes effectives allant de 3.9 à 27.2 ans et une valeur moyenne de 10.5 ans.

Les activités en Pu et Am sont faibles et du même ordre de grandeur pour tous les sites ($^{239+240}\text{Pu}$ < 0.2 Bq/kg, ^{241}Am < 0.08 Bq/kg), à l'exception de Stabio ($^{239+240}\text{Pu}$: 0.41 Bq/kg, ^{241}Am : 0.18 Bq/kg). Pour tous ces points de mesure, le rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est proche de 0.4, valeur attribuée aux retombées des essais nucléaires des années soixante.

Les mesures de radioactivité dans l'herbe sont rapportées dans le Tableau 2. On constate que la radioactivité de l'herbe est dominée par le ^{40}K , présent naturellement, suivi du ^7Be , qui est formé par l'action du rayonnement solaire sur les couches supérieures de l'atmosphère. Les activités en ^{137}Cs sont présentées dans un intervalle de valeurs minimales et maximales alors que les activités en ^{90}Sr sont présentées de manière individuelle pour la coupe du printemps et celle d'automne. Toutes les activités mesurées pour le ^{137}Cs sont faibles et ne dépassent pas 3 Bq/kg, sauf pour le site de Centovalli, pour lequel le sol montre également l'activité en ^{137}Cs la plus élevée.

L'activité en ^{90}Sr varie fortement selon la période de coupe pour un même site de prélèvement. Sur le plateau, la variabilité la plus importante est observée à Posieux (0.3 à 2.6 Bq/kg MS). Les valeurs observées pour les autres sites de plaine, y compris à proximité des centrales, sont comprises dans cette gamme. Ces différences observées dans l'activité en ^{90}Sr de l'herbe lors des coupes de printemps et d'automne a déjà été remarquée et son origine attribuée au métabolisme des végétaux qui influence de manière importante l'incorporation de certains éléments (Ca, K) et radioéléments (^{137}Cs et ^{90}Sr) en fonction des périodes de croissance végétale [3]. Pour le ^{90}Sr , l'activité moyenne annuelle sur le plateau est de 1 Bq/kg, tandis que l'activité mesurée au Tessin est notablement plus élevée, de 1 à 11 Bq/kg avec une activité moyenne annuelle de 4.7 Bq/kg. Cette tendance est en rapport avec les activités mesurées pour ce radionucléide sur les sols correspondants.

Tableau 2 :

Activité du ^7Be , ^{40}K , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs et ^{90}Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2016 lors de deux saisons de coupe (Bq/kg de matière sèche). Pour les échantillons uniques, la valeur et l'incertitude sont indiquées ($a \pm b$). Si plusieurs échantillons ont été mesurés, la gamme des valeurs est donnée ($a-b$).

Canton/Lieu	n	^7Be	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
AG (Voisinage KKB)	4	191 - 344	471 - 883	< 2.8	< 2.0	0.9 - 1.0	0.4 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 1.3 $\pm$ 0.1 ⁵⁾
AG (PSI-ZWILAG)	2	244 - 345	628 - 701	< 1.4	< 1.1	0.7 - 0.8	0.6 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 0.9 $\pm$ 0.1 ⁵⁾
AG (PSI-OASE)	2	280 - 303	472 - 627	< 1.3	< 1.2	<1.2 - 1.8	0.4 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 2.1 $\pm$ 0.2 ⁵⁾
AG (Voisinage KKL)	8	80 - 326	394 - 1'226	< 1.9	< 1.8	<1.0 - 2.3	1.2 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 0.8 $\pm$ 0.1 ⁵⁾
AG/SO (Voisinage KKG)	8	150 - 288	401 - 974	< 2.3	< 1.7	0.5 - 1.8	1.1 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 1.4 $\pm$ 0.2 ⁵⁾
BE (Voisinage KKM)	8	96 - 263	558 - 1'082	< 1.7	< 1.3	0.5 - 2.3	0.5 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 1.1 $\pm$ 0.2 ⁵⁾
BE (Mürren) ¹⁾	1	158 $\pm$ 25	610 $\pm$ 54	< 0.4	< 0.3	0.5 $\pm$ 0.1	12.7 $\pm$ 2.2
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	188 $\pm$ 29	1'100 $\pm$ 97	< 0.4	< 0.3	0.3 $\pm$ 0.1	2.2 $\pm$ 0.7
BE (Fahrni) ³⁾	1	210 $\pm$ 37	1'420 $\pm$ 100	< 1.2	< 0.7	<0.9	1.6 $\pm$ 0.5 ⁴⁾ 3.7 $\pm$ 1.0 ⁵⁾
BE (Diesse/Jura)	1	289 $\pm$ 44	1'260 $\pm$ 100	< 0.5	< 0.3	<0.4	0.4 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 0.8 $\pm$ 0.2 ⁵⁾
BL (Sissach)	1	259 $\pm$ 12	620 $\pm$ 30	< 0.1	< 0.2	1.57 $\pm$ 0.16	2.5 $\pm$ 0.5
GE (Voisinage CERN)	5	120 - 218	444 - 763	< 2.0	< 1.7	<1.9	1.2 $\pm$ 0.1 ⁵⁾
FR (Posieux)	2	201 - 403	768 - 997	< 2.4	< 2.1	<2.1	0.3 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 2.6 $\pm$ 0.2 ⁵⁾
TG (Güttingen)	2	219 - 222	884 - 941	< 1.4	< 1.2	<1.0	0.3 $\pm$ 0.1 ⁴⁾ 1.1 $\pm$ 0.1 ⁵⁾
TG (Arenenberg)	1	123 $\pm$ 6.6	729 $\pm$ 24	< 0.9	<0.8	<1.6	0.6 $\pm$ 0.1 ⁴⁾
TI (Centovalli)	1	430 $\pm$ 34	444 $\pm$ 26	< 0.4	< 0.3	36 $\pm$ 3.0	11.2 $\pm$ 2.2
TI (Leventina)	1	243 $\pm$ 18	845 $\pm$ 41	< 0.2	< 0.1	1.3 $\pm$ 0.2	3.3 $\pm$ 0.7
TI (Malcantone)	1	236 $\pm$ 9	683 $\pm$ 24	< 0.2	< 0.2	0.45 $\pm$ 0.13	1.1 $\pm$ 0.2
TI (Cadenazzo)	2	154 - 594	842 - 942	< 1.5	< 1.2	1.2 - 1.4	5.6 $\pm$ 0.5 ⁴⁾ 7.7 $\pm$ 0.6 ⁵⁾
TI (Caslano)	1						4.4 $\pm$ 0.4 ⁵⁾
Ti (Stabio)	1						1.8 $\pm$ 0.2 ⁵⁾

n = nombre; ¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine; ⁴⁾ coupe de printemps; ⁵⁾ coupe d'automne.

Conclusions

Les mesures de ^{90}Sr et de ^{137}Cs dans les sols et les herbes en Suisse en 2016 présentent des activités similaires aux années précédentes. Aucune augmentation d'activité n'a été constatée, ni aux abords des centrales nucléaires, ni dans les sites de référence. Les sites de montagne et certains sites du Tessin présentent des activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs supérieures à celles mesurées sur les sites de plaine, centrales nucléaires incluses. L'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl est par contre encore responsable d'un marquage assez important en ^{137}Cs dans des échantillons de sol et d'herbe de certains sites de prélèvement du Tessin et de Suisse orientale.

Les variations observées en activité ^{90}Sr dans l'herbe lors des coupes de printemps et d'automne peuvent atteindre un ordre de grandeur, ce qui montre qu'il ne faut pas nécessairement interpréter une augmentation d'activité comme une élévation parallèle de la radioactivité dans l'environnement.

Références

- [1] Ehlken, S., Kirchner, G. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *J Environ Radioact.* 2002, 58, 97-112.
- [2] Guillaume, T. et al., Disparity in ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in Alpine plants: phylogenetic effect and Ca and K availability. *Plant Soil* 2012, 355, 29-39.
- [3] Froidevaux, P. et al., chap. 4.6 de « Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse », 2005, OFSP.
- [4] Corcho-Alvarado, J. A. et al., Long-term behavior of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the environment: Case studies in Switzerland. *J. Environ. Radioact.* 2016, 160, 54-63.
- [5] Roussel-Debel, S. et al., ^{137}Cs in French soils: Deposition patterns and 15-year evolution. *Sci. Total Environ.* 2007, 388-398.



Interview mit Prof. Dr. Hansruedi Völkle, Physics Departement University of Fribourg

BAG: In welchem Gremium arbeiten Sie ?

Im Frühling 1973, wurde ich, nach dem Studienabschluss in Physik an der Universität Fribourg, von Professor Otto Huber als wissenschaftlicher Mitarbeiter die KUER angestellt. Nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl wurde das damalige Labor der KUER an der Universität Fribourg in eine Sektion beim Bundesamt für Gesundheit umgewandelt, blieb aber noch bis 2007 am alten Standort. Ich war dann bis 2007 dessen Leiter als Sektionschef. Auf Ende 2009 wurde ich beim BAG pensioniert. Noch bis im Sommer 2016 unterrichtete ich als Titularprofessor an der Universität Fribourg in den Fächern Strahlenschutz sowie Kern-, Astro- und Teilchenphysik. Zudem leitete ich während derselben Zeit des Bachelor-Studienprogrammes in Umweltwissenschaften.

BAG: Welches sind Ihre Fachgebiete ?

Von meiner Ausbildung bin ich Kernphysiker und spezialisiert in Strahlenschutz und Strahlen-Messtechnik. Ich habe 1980 in diesen Fachgebieten doktortiert, wurde 1996 für den Fachbereich Health Physics an der Universität Fribourg habilitiert und 2001 zum Titularprofessor ernannt.

BAG: Zu welchem/welchen Kapitel/n des Jahresberichts tragen oder trugen Sie bei ?

Seit 1973 war ich am Erarbeiten der Jahresberichte der KUER, sowie später jener des BAG als Autor oder Mitautor beteiligt, vor allem an den Kapiteln über die in Fribourg durchgeführten Messungen. Von 1987 bis 2007 war ich verantwortlicher Redaktor und Koordinator dieser Berichte.

BAG: An wie vielen Jahresberichten zur Umweltradioaktivität waren Sie beteiligt ?

Bei den KUER-Berichten war ich ab Nr. 18 (für das Jahr 1974) bis zum letzten KUER-Bericht Nr. 30 (1987-88) beteiligt, sowie am Sonderbericht 25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz von 1982, und dann an den BAG-Berichten zur Umweltradioaktivität ab 1989/90 bis und mit 2006. Insgesamt sind das 31 Berichte. Des weiteren war ich Autor oder Koautor von 130 Publikationen in meinem Fachgebiet. Ich wurde auch häufig zu Vorträgen über diese Themen eingeladen.

BAG: Sie sind somit seit dem Jahr 1974 in diesem Bereich tätig ?

Seit meiner Habilitation war ich an der Universität Fribourg bis im Sommer 2016 im Unterricht in den Bereichen Radioaktivität / Strahlenschutz, Kern-, Teilchen- und Astrophysik sowie Umweltwissenschaften tätig. Von 1987 bis 2006 war ich Mitglied der Deutsch-Schweizerischen Kommission für die Sicherheit kerntechnischer Einrichtungen (DKS) und Schweizer Sprecher von deren Arbeitsgruppe Strahlenschutz. Seit 2007 bin ich im Redaktion-Komitee der Fachzeitschrift «StrahlenschutzPRAXIS» des Fachverbands für Strahlenschutz. Ich nehme auch noch regelmässig an Fachtagungen teil und schreibe weiterhin wissenschaftliche Artikel.

BAG: Welche Entwicklungen haben Sie seit Ihren Anfängen in folgenden Bereichen beobachtet ? a) Überwachung der Radioaktivität

Die 50er- bis 70er-Jahren war die Zeit der Pioniere. Damals wusste man weniger über die Radioaktivität, ihr Verhalten in der Umwelt und die Wirkung der Strahlung auf den Menschen. Radiologische Modelle und Dosis-Modelle gab es noch nicht. Die Überwachungsverfahren mussten von Null auf entwickelt werden und viele der Probenahme- und Messgeräte wurden in unseren Mechanik- und Elektronik-Werkstätten selbst gebaut. Lange wurde unsere Arbeit von der Überwachung des Kernwaffen-Fallout dominiert und wir haben enorm viel gelernt dabei. Später kann dann die Überwachung der Kernanlagen hinzu, sowohl die vier Schweizer Kernkraftwerke als auch Forschungsanlagen wie das

CERN und das EIR, das spätere PSI. Auch hier waren wir Pioniere beim Erarbeiten der Messprogramme und Messverfahren. Mit der Zeit interessierten uns auch immer mehr die natürliche Radioaktivität, die kosmische Strahlung, die Radionuklide im Erdboden, das Radon sowie die Radionuklide im Trinkwasser und in Konsumgütern. Gegenstand der Überwachung war auch die Verwendung radioaktiver Stoffe in Industrie und Gewerbe sowie bei Diagnose und Therapie in den Spitälern. Zu erwähnen ist auch die Mitarbeit am nationalen Radonprogramm der Schweiz, bei der Umgebungsüberwachung und Sanierung von Betrieben der Leuchtfarbenindustrie (einerseits bei der Verwendung von Radium und Tritium die den Fabriken und Setzateliers im Jura und andererseits bei zwei Betrieben für die Leuchtfarbenherstellung in Teufen/AR sowie in Niederwangen/Bümpliz bei Bern). Die Verwendung von radioaktivem Jod in den Spitälern wurde über die Messung im Abwasser von städtischen Kläranlagen erfasst. Diese landesweite Überwachung, die auch im internationalen Vergleich ausgezeichnet war und ist, war nur möglich dank der exzellenten Zusammenarbeit zwischen allen Bundesstellen, kantonalen Laboratorien, Universitäten und Forschungseinrichtungen. Wir haben sehr von ihrem fachlichen Know-how und ihrer unbürokratischen Bereitschaft zur Mitarbeit profitiert.

b) Radioaktivitätsgehalt in der Umwelt

Im gleichen Ausmass wie die Empfindlichkeit der Messverfahren zugenommen hat, nahm die künstliche Radioaktivität in der Umwelt ab. Dies betrifft sowohl den Eintrag durch die Kernwaffenversuche als auch die Emissionen aus Kernanlagen und Betrieben. In der Umgebung der Kernkraftwerke ist heute, ausser dem ^{14}C , auch mit sehr empfindlichen Messverfahren meist keine Immission durch die Werke messbar. Die Strahlendosen der in der Nahumgebung lebenden Bevölkerung durch die Emissionen dieser Anlagen müssen somit auf der Basis der Emissionen berechnet werden. Die Dosen sind – auch unter sehr konservativen Annahmen – sehr klein und betragen nur etwa einen Tausendstel der natürlichen Strahlenexposition. Die natürliche Strahlung, sei es die kosmische oder die terrestrische Strahlung sowie die natürlichen Radionuklide im menschlichen Körper bleibt somit der weitaus grösste Beitrag zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung.

c) Messtechnologien?

Da haben wir die ganze Palette der Entwicklung miterlebt: Angefangen hat dies bei den einfachen Zählrohren für die Gesamt-Beta-Messung und dem Nachweis von Strahlung mittels Autoradiographie auf Röntgenfilmen. Dann kam die Gamma-Spektrometrie (zuerst mit NaI-Kristallen und dann mit Ge(Li)- und Ge(HP)-Detektoren mit der Computerauswertung der Spektren), dann die Alpha-Spektrometrie mit Gitterionisationskammer und Si-Detektoren, die Messung von Radon, von Tritium mit Flüssig-Szintillation, die Dosismessungen mit Hochdruckionisationskammern und schliesslich die in-situ-Spektrometrie und die Aeroradiometrie. Bereits 1976 konnten wir bei einer der ersten in-situ-Messung beim KKW Mühleberg die radioaktiven Edelgase von Krypton und Xenon in der Abluftfahne detektieren. Die Schweiz war eines der ersten Länder, das ein Filtergerät entwickelt hatte für die Sammlung von Luftstaubproben aus der oberen Troposphäre und unteren Stratosphäre mittel Flugzeugen der Schweizer Luftwaffe. Später kamen dann die mathematischen Modelle für die Radioökologie, für die atmosphärische Ausbreitung von Radioaktivität sowie die Datenbanken zur Erfassung und Verarbeitung der Messergebnisse und schliesslich auch die Akkreditierung der Messlaboratorien, die heute bei amtlichen Laboratorien Standard sind.

BAG: Zu welchem Jahresbericht zur Umweltradioaktivität haben Sie am liebsten beigetragen?

Die spannendste Zeit waren nebst der Zeit des Kernwaffenfallout die Monate unmittelbar nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl. Es ging darum ein Messlabor mit einem sehr hohen Probendurchlauf zu leiten, bei der Koordination der Probenahmen, Messungen, Auswertungen und Berichterstattung mitzuwirken und gleichzeitig noch dauernd Telefonanrufe von Journalisten und besorgten Bürgern zu beantworten und das während mehrerer Wochen, anfangs fast rund um die Uhr. Diese Zeit war auch deshalb spannend, weil wir viel gelernt haben über das Verhalten von Radionukliden in der Umwelt, den Übergang in Pflanzen und Nahrung, und letztlich wie diese zur Strahlenexposition der Bevölkerung beitragen. Die Schweiz war weltweit das erste Land, dass eine wissenschaftliche Tagung zu den Auswirkungen der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl durchgeführt hat, nämlich bereits von 20.-22. Oktober 1986 am Inselspital in Bern. Die Beiträge aller an den Messungen beteiligter Laboratorien (diese haben zusammen im ersten Jahr nach Tschernobyl rund 20'000 Proben auf Radioaktivität untersucht) füllen zwei Tagungsbände mit über 800 Seiten. Sie dokumentieren die Auswirkungen dieser Katastrophe auf unser Land und wie diese gemeistert wurde.

Chapitre / Kapitel 5

**Radioaktivität in
Lebensmitteln**

**Radioactivité dans
l'alimentation**

5

Radioaktivität in Lebensmitteln

P. Steinmann, S. Estier,

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

mit Daten und Angaben von

M. Zehringer

Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, 4012 Basel

C. Gemperle

Amt für Verbraucherschutz, 5000 Aarau

E. Nyfeler

Kantonales Laboratorium Bern, 3000 Bern 19

R. Brogioli, T. Kaufmann

Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz, 6002 Luzern

D. Baumann, 7001 Chur

M. Jermini, M. De Rossa

Laboratorio Cantonale, 6500 Bellinzona

S. Reber

Kantonales Labor, 8032 Zürich

P. Froidevaux, P.-A. Pittet, F. Barraud, F. Bochud

IRA, Grand-Pré 1, 1007 Lausanne

G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Insgesamt wurden 2016 rund 240 Lebensmittelproben aus der Schweiz (ohne Spezialkampagnen für Wildschweine) sowie 340 importierte Lebensmittel auf Radioaktivität untersucht. Die Analysen fanden im Rahmen des BAG Probenahmeplans, von kantonalen Messkampagnen und von Spezialprogrammen statt. In den Hauptnahrungsmitteln waren wie in früheren Jahren Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium als anthropogene Radionuklide nachweisbar. Bei 3% der untersuchten Wildschweine lag der ^{137}Cs -Gehalt über dem Grenzwert. Bei fast allen anderen Proben, Lebensmittelproben aus der Schweiz sowie importierte Lebensmittel, wurden die in der FIV festgelegten Toleranzwerte eingehalten. Bei 2 Heidelbeerkonfitüren war der Toleranzwert für ^{137}Cs überschritten. In einigen importierten Grünteas aus Japan war immer noch ^{134}Cs als Folge des Fallouts von Fukushima Daiichi von 2011 messbar.

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

Messprogramm

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

Höchstwerte für Lebensmittel

Die Europäische Union hat nach dem Reaktorunfall in Fukushima die Höchstwerte für Cäsium-Isotope für Lebensmittelimporte aus Japan den in Japan gültigen Grenzwerten angepasst (EU Verordnung 996/2012). Die Schweiz hat die EU-Regelung für Importe aus Japan übernommen (BLV Verordnung 817.026.2). Für Produkte aus der Schweiz und andere Importe galten im Berichtsjahr die Grenz- und Toleranzwerte der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV (siehe Tabelle 1). Ab 1. Mai 2017 gelten für die Radioaktivität in Lebensmitteln die neuen Regelungen des revidierten Lebensmittelrechts. Die wichtigsten Änderungen sind am Schluss dieses Kapitels zusammengefasst (deutsch und französisch).

Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz

^{137}Cs , ^{131}I und ^{90}Sr in Milch

2016 wurden rund 140 Milchproben gammaspektrometrisch analysiert. Für ^{137}Cs waren die meisten Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die zwischen 0.02 Bq/l und 1 Bq/l lag. Bei einer Probe aus dem Kanton Tessin (5.9 Bq/l) und zwei Probe aus Bündner Südtälern (2 und 4 Bq/l) konnten ^{137}Cs Konzentrationen von >2 Bq/l nachgewiesen werden. Diese leicht erhöhten Gehalte sind immer noch eine Folge der dortigen hohen ^{137}Cs -Depositionen nach dem Unfall von Tschernobyl. Alle gemessenen Werte liegen unter dem Toleranzwert der FIV (10 Bq/l).

^{131}I konnte 2016 in keiner Milchprobe nachgewiesen werden (Nachweisgrenze: meist <1 Bq/l; Toleranzwert: 10 Bq/l).

Das KL BS, das IRA Lausanne und das LABOR SPIEZ untersuchten insgesamt 60 Milchproben auf ^{90}Sr . Mit einem Maximum von 0.60 Bq/l und einem Medianwert von 0.04 Bq/l lagen alle ^{90}Sr Werte deutlich unter dem Toleranzwert von 1 Bq/l.

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

Fünfehn Getreideproben und 36 Gemüse- und Obstproben aus der Schweiz ergaben ^{137}Cs -Werte unterhalb der Nachweisgrenzen von 1 (oder kleiner) Bq/kg Frischgewicht. Je etwa die Hälfte der Proben stammte aus der Umgebung der Kernkraftwerke und aus von davon entfernten Gegenden. Ein Unterschied zwischen diesen beiden Probengruppen konnte nicht festgestellt werden. Der Toleranzwerte (FIV) für ^{137}Cs von 10 Bq/kg Frischgewicht wurde klar eingehalten.

Die ^{90}Sr Werte der Getreideproben (n=14), sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken als auch aus entfernten Gebieten, variierten zwischen 0.03 und 0.22 Bq/kg mit einem Medianwert von 0.07 Bq/kg. Damit lagen alle Proben unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg. Sechs Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung des KKL zeigten ^{90}Sr -Gehalte zwischen <0.01 und 0.09 Bq/kg Frischgewicht. In 10 Vergleichsproben vom Markt in Lausanne lagen die ^{90}Sr -Gehalte mit Werten von <0.03 bis 0.12 Bq/kg Frischgewicht im gleichen Bereich wie jene aus der Umgebung KKL. Es wurde keine Überschreitung des Toleranzwertes von 1 Bq/kg Frischgewicht festgestellt.

^{137}Cs in Wildpilzen

Im Berichtsjahr wurden lediglich 3 Pilzproben aus dem Kanton Bern gammaspektrometrisch untersucht. Die Proben enthielten mit 0.3, 2.2 und 5.8 Bq/kg Frischgewicht nur Spuren von ^{137}Cs . Der Toleranzwert für Wildpilze liegt bei 600 Bq/kg Frischgewicht. Das Radiocäsium in diesen Pilzen stammt zum grössten Teil vom Reaktorunfall in Tschernobyl, wobei ebenfalls ein Anteil vom Atombombenfallout der 60er Jahre vorhanden ist.

Tritium in Obst und Milch

Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die genehmigten Abgaben an die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium in diesem Gebiet auch in Lebensmitteln nachweisbar. Die gemeinsam vom KL BE und BAG jährlich durchgeführten Routinemessungen von Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2015 ergaben Tritiumkonzentrationen (^3H) von 23 - 212 Bq/l im Destillat (15 Proben; Mittelwert: 72 Bq/l).

Die ebenfalls leicht erhöhte ^3H -Aktivität der Milch aus der Umgebung des genannten Betriebes (13 - 31 Bq/l im Destillat von 3 Milchproben) ist auf die Aufnahme von ^3H aus lokalen Futtermitteln zurückzuführen. Das KL BS hat in 20 weiteren Milchproben aus der ganzen Schweiz Tritium gemessen. Diese Werte lagen in einem Bereich von 1 Bq/l bis 9 Bq/l.

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

^{137}Cs in Wildschweinen und anderen Wildtieren

Der Kanton Tessin hat in Zusammenarbeit mit dem BAG im Jahr 2016 erneut Triagemessungen an Wildschweinen durchgeführt. Der Grenzwert von 1'250 Bq/kg für ^{137}Cs in Wildtieren war bei knapp 3% der 566 untersuchten Tiere überschritten, mit einem Maximum von 3'551 Bq/kg. Die betroffenen Tiere wurden vom Kantonstierarzt konfisziert. Insgesamt präsentiert sich die Lage damit ähnlich wie in den Vorjahren.

Das KL TI und das KL GR haben 26 Proben von Hirsch-, Reh-, und Gämsfleisch analysiert. Dabei ergaben sich ^{137}Cs Gehalte zwischen 2 und 229 Bq/kg (Mittelwert: 50 Bq/kg), d.h. alle Werte unter dem Toleranzwert von 600 Bq/kg. Das KL ZH hat 11 Produkte mit Wildfleisch analysiert und dabei mit einer Ausnahme (4 Bq/kg) kein ^{137}Cs nachweisen können. In 6 Wurstprodukten ohne Wildfleisch konnte kein ^{137}Cs nachgewiesen werden.

Andere Lebensmittel aus der Schweiz

In 35 untersuchten Mehl-, Getreideproben konnten die Kantonalen Laboratorien keine künstlichen Radionuklide nachweisen, mit Ausnahme einer Haferprobe die Spuren von ^{137}Cs aufwies (0.5 Bq/kg; Toleranzwert: 10 Bq/kg). In 10 Konfitüren mit Waldbeeren tauchte ^{137}Cs regelmässig auf (<2 bis 13 Bq/kg; Mittelwert: 6 Bq/kg). Der Toleranzwert für Wildbeeren liegt bei 100 Bq/kg.

Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln

Die Kontrolle der Radioaktivität in importierten Lebensmitteln findet im Rahmen von gemeinsamen Kampagnen des Bundes und der Kantonalen Laboratorien sowie von eigenen Kampagnen der Kantonalen Laboratorien statt. Im Berichtsjahr wurden rund 340 importierte Lebensmittel geprüft.

Ein Teil der Proben (n=82) stammt aus Japan. Für diese Proben besteht in der Schweiz, gleich wie in der Europäischen Union, seit dem Reaktorunfall in Fukushima Daiichi ein Programm zur Kontrolle beim Import (Höchstwerte siehe Tabelle 1).

Tee und andere Proben aus Japan.

Das KL BS untersuchte 22 Teeproben aus Japan auf Gammastrahler. Dabei konnte in den meisten Proben Spuren von ^{137}Cs nachgewiesen werden sowie bei 5 Proben zusätzlich ^{134}Cs . Die höchste gemessene Konzentration von 8.4 Bq/kg ^{137}Cs lag deutlich tiefer als in den Vorjahren. Da für den zubereiteten Tee ein Faktor 50 zu berücksichtigen ist, war für alle Proben der Grenzwert für Importe aus Japan wie auch der Schweizer Toleranzwert eingehalten. Der Nachweis des kurzlebigeren ^{134}Cs weist darauf hin, dass die Verunreinigungen auf Fallout von Fukushima-Daiichi zurückgehen.

Neben Tees wurden von den KL BS, ZH und BE Soya-saucen, Algen, Getreide, Meerestiere und weitere Produkte aus Japan untersucht. In diesen Proben war ^{137}Cs praktisch nicht mehr nachweisbar. Der höchste Wert lag bei 0.3 Bq/kg; der Schweizer Toleranzwert bei 10 Bq/kg Frischgewicht.

Wildpilze, Wild und weitere Proben.

KL BS, KL GR und KL ZH untersuchte 33 Proben importierter Wildpilze vornehmlich aus Osteuropa. Die Proben enthielten im Durchschnitt 26 Bq/kg ^{137}Cs , mit einem Maximalwert von 145 Bq/kg. Letzterer bezog sich auf eine getrocknete Probe. Bei der Umrechnung von Trockengewicht auf Frischgewicht verringern sich die Werte um ca. einen Faktor 10. Der Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht ist bei allen Proben klar eingehalten.

KL ZH, KL GR und KL TI haben importiertes Fleisch und Wurstwaren von Wild beprobt (n=31) und ^{137}Cs Gehalte zwischen <2 und 36 Bq/kg gefunden (Mittelwert 8 Bq/kg, Toleranzwert 600 Bq/kg). Ebenfalls messbar war ^{137}Cs in 49 Proben von Wildbeeren sowie Konfitüren und Säfte mit Wildbeeren, wobei bei 2 Heidelbeerkonfitüren der Toleranzwert für ^{137}Cs von 100 Bq/kg überschritten war (die Proben enthielten 122 und 157 Bq/kg). Die

restlichen Proben zeigten Werte zwischen <1 Bq/kg und 82 Bq/kg (Mittelwert 8 Bq/kg). Der Grenzwert von 1'250 Bq/kg war überall eingehalten.

Das KL BS prüfte 31 Kaffees, ohne nennenswerte ¹³⁷Cs oder ⁹⁰Sr Werte zu finden (<1 Bq/kg bzw. <0.5 Bq/kg). Ebenfalls tiefe Werte und keine Überschreitung von Toleranzwerten fand das KL BS für ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr in 30 Proben von Kindernährmitteln (6 davon aus der Schweiz).

Bei allen anderen von den Kantonalen Laboratorien untersuchten importierten Lebensmitteln lag ¹³⁷Cs deutlich unterhalb des Toleranzwertes und konnte meist gar nicht nachgewiesen werden.

Bewertung und Interpretation

Zu Grenzwertüberschreitungen in Lebensmittel kam es 2016 in Wildschweinfleisch, wobei der Grenzwert für ¹³⁷Cs von 1'250 Bq/kg in 14 Proben übertroffen wurde (Maximum 3'551 Bq/kg). Das untersuchte Wildschweinfleisch aus der Jagd ist im Allgemeinen nicht für den Markt bestimmt. Tiere mit ¹³⁷Cs Gehalten über dem Grenzwert werden konfisziert.

Höchstwertüberschreitungen für ¹³⁷Cs sind im Berichtsjahr bei 2 Heidelbeerkonfitüren aufgetreten, welche mit 122 Bq/kg und 157 Bq/kg etwas über dem Toleranzwert von 100 Bq/kg. Toleranzwertüberschreitungen für andere Radioisotope wurden nicht festgestellt.

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

Tabelle 1:

Für Lebensmittel gültige Höchstwerte(Bq/kg).

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

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

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

^{c)} ohne Milch und Getränke auf Milchbasis

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

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

Das neue Lebensmittelrecht 2017

Konsequenzen für die Überwachung der Radioaktivität in Lebensmitteln

Das Parlament hat am 20. Juni 2014 ein neues Lebensmittelgesetz verabschiedet. Als Konsequenz wurde das Verordnungsrecht grundlegend zu überarbeiten. Die Revision des Lebensmittelrechtes bezweckt eine Angleichung des schweizerischen Rechts an dasjenige der EU, um bestehende Handelshemmnisse abzubauen. Gleichzeitig sollen die schweizerischen Konsumentinnen und Konsumenten nicht schlechter geschützt sein als diejenigen der EU.

Die neue Lebensmittelgesetzgebung trat am 1. Mai 2017 in Kraft. Dies hat Auswirkungen auf die Überwachung der Radioaktivität in Lebensmitteln, da mit der Aufhebung der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung FIV die Grenz- und Toleranzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln verschwinden. Dafür wurden Höchstwerte von Cäsium-134 und Cäsium-137 für Lebensmittel festgelegt, die aufgrund des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl kontaminiert sind. Zudem gibt es neue Bestimmungen, insbesondere zum Trinkwasser.

Verordnung über die Höchstgehalte für Kontaminanten (VHK)

Die bisherige Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) ist aufgehoben. Damit verschwinden auch die Grenz- und Toleranzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln. Der Inhalt der ehemaligen FIV wird auf drei neue Verordnungen verteilt, darunter die VHK, welche Höchstgehalte für Radionuklide nach einem nuklearen Unfall oder einer anderen radiologischen Notfallsituation festlegt (Artikel 3). Diese Höchstgehalte (VHK Anhang 10) entstammen der Verordnung Euratom 2016/52 vom 15. Januar 2016 und entsprechen den ehemaligen FIV-Grenzwerten für Radionuklide in Lebensmitteln. Die Herleitung der Höchstgehalte basiert darauf, dass die durch ein Ereignis bedingte zusätzliche effektive Dosis durch Ingestion 1 mSv/Jahr nicht überschreiten soll. Dies unter der Annahme, dass 10 % der in einem Jahr konsumierten Lebensmittel kontaminiert sind. Sollte es die Situation erfordern, so kann aber das Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen (BLV), in Absprache mit dem BAG, die Höchstgehalte anpassen.

Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen (TBDV)

Die Überwachung der Radioaktivität im Wasser ist einerseits in der Lebensmittelgesetzgebung geregelt (Wasser als Trinkwasser; Vollzugsbehörde BLV) und andererseits in der Strahlenschutzgesetzgebung (Wasser als Element in der Umwelt; Vollzugsbehörde BAG). Die neue TBDV legt bezüglich Radioaktivität im Trinkwasser Richtwerte fest: Für Tritium und Radon-222 gelten 100 Bq/l, für die Gesamtdosis (RD) ist 0.1 mSv/Jahr festgelegt. Diese Anforderungen an die Radionuklidgehalte in Trinkwasser sind identisch mit jenen der Richtlinie 2013/51/Euratom, einzig der Ausdruck Parameterwert ist durch Richtwert ersetzt. Die TBDV hält weiter fest, dass eine Überwachung der Radioaktivität im Trinkwasser erforderlich ist, wenn eine Quelle künstlicher oder erhöhter natürlicher Radioaktivität vorhanden ist und anhand anderer repräsentativer Überwachungsprogramme oder anderer Untersuchungen nicht nachgewiesen werden kann, dass die Richtwerte eingehalten werden. Hingegen äussert sich die Verordnung nicht dazu, wie eine Überwachung durchgeführt werden soll (Kompetenzen, Häufigkeit, anzuwendende Methoden).

Verordnung des BLV über die Einfuhr und das Inverkehrbringen von Lebensmitteln, die aufgrund des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl mit Radio-Cäsium kontaminiert sind (Tschernobyl-Verordnung)

Dreissig Jahre nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl ist in bestimmten Lebensmitteln aus europäischen Ländern noch immer eine radioaktive Kontamination feststellbar. Zum Schutz der Gesundheit wurden deshalb Höchstwerte von Cäsium-134 und Cäsium-137 für Lebensmittel festgelegt, die aufgrund des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl kontaminiert sind. Diese Höchstwerte gelten auch für einheimische Lebensmittel. Für Wildpilze aus bestimmten osteuropäischen Ländern muss mittels Zertifikat die Einhaltung der Höchstwerte bestätigt werden.

Dieser Erlass wurde aufgrund der Ausserkraftsetzung der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung sowie Informationsschreiben 128/2013 notwendig.

Verordnung des BLV über die Einfuhr von Lebensmitteln mit Ursprung oder Herkunft Japan

Die Version vom 30. Januar 2016 bleibt gültig. Sie legt Höchstgehalte für Cäsium-134 und Cäsium-137 in Lebensmitteln mit Ursprung oder Herkunft Japan fest, wenn diese nach dem 11. März 2011 geerntet oder verarbeitet wurden.

Weiterführende Information zum neuen Lebensmittelrecht ist auf den Internetseiten des BLV verfügbar:

<https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/lebensmittel-und-ernaehrung/rechts-und-vollzugsgrundlagen/gesetzgebung-lme.html>

Entrée en vigueur du droit alimentaire 2017 et conséquences pour la surveillance de la radioactivité dans les denrées alimentaires

Le Parlement a adopté le 20 juin 2014 une nouvelle loi sur les denrées alimentaires. Les ordonnances s'y rapportant ont par conséquent dû être entièrement refondues. La révision du droit alimentaire vise à aligner la législation suisse sur celle de l'UE, de sorte à supprimer les obstacles au commerce. De plus, les consommateurs suisses ne doivent pas être moins bien protégés que les consommateurs de l'UE.

La nouvelle législation suisse sur les denrées alimentaires est entrée en vigueur le 1er mai 2017. Celle-ci a également des conséquences dans le domaine de la surveillance de la radioactivité dans les denrées alimentaires puisque l'ancienne ordonnance sur les substances étrangères et les composants a été abrogée: les valeurs de tolérance et valeurs limites pour les radionucléides dans les denrées alimentaires disparaissent. En revanche, des valeurs maximales s'appliquent aux denrées alimentaires contaminées par du césium-134 et césium-137 à la suite de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl. De plus, de nouvelles dispositions ont été introduites, en particulier pour l'eau potable.

Ordonnance sur les teneurs maximales en contaminants (Ocont)

L'ancienne ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC) a été abrogée, avec comme conséquence la disparition des valeurs de tolérance et des valeurs limites pour les radionucléides dans les denrées alimentaires. En ce qui concerne la radioactivité, son contenu est réparti dans trois nouvelles ordonnances, dont l'Ocont, qui fixe dans son article 3 les teneurs maximales en radionucléides après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique. Les valeurs qui figurent à l'annexe 10 de l'Ocont sont reprises du règlement Euratom 2016/52 du 15 janvier 2016. Elles correspondent aux anciennes valeurs limites pour les radionucléides dans les denrées alimentaires fixées dans l'OSEC. Pour rappel, ces niveaux sont basés en particulier sur un niveau de référence de 1 mSv par an pour une augmentation de la dose efficace individuelle par ingestion et sur l'hypothèse d'une contamination de 10% des denrées alimentaires consommées sur un an. Mais d'autres valeurs peuvent être fixées par l'OSAV, en concertation avec l'OFSP, si la situation le justifie.

Ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles par le public (OPBD)

La surveillance de la radioactivité dans l'eau est régie d'une part par la loi sur les denrées alimentaires et sa nouvelle OPBD, dont les organes d'exécution sont les cantons, et d'autre part pour le milieu naturel par la loi sur la radioprotection (ORaP), dont l'organe d'exécution est l'OFSP.

La nouvelle OPBD fixe des exigences en termes de radioactivité dans les eaux potables dans son annexe 3: la dose indicative (DI) est fixée à 0.1 mSv/an alors que des valeurs indicatives de 100 Bq/l sont fixées respectivement pour le tritium et le radon-222. Ces exigences sont identiques aux valeurs paramétriques de la directive européenne 2013/51/Euratom, mais le terme de valeur paramétrique est remplacé par celui de valeur indicative. De plus, l'ordonnance stipule que le contrôle de l'eau potable est nécessaire lorsqu'une source de radioactivité artificielle ou naturelle élevée est présente et qu'il ne peut être démontré, sur la base d'autres programmes de surveillance représentatifs ou d'autres analyses, que le niveau de la DI est inférieur aux valeurs paramétriques fixées. Toutefois, l'ordonnance ne précise pas les modalités de surveillance (compétences, fréquences, performance et méthodes analytiques) fixées dans la directive européenne.

Ordonnance de l'OSAV concernant l'importation et la mise sur le marché de denrées alimentaires contaminées par du radio-césium à la suite de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl (ordonnance Tchernobyl)

Trente ans après l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl, on trouve encore une contamination radioactive significative dans des denrées alimentaires particulières provenant de pays européens. Pour des raisons de protection de la santé, des valeurs maximales de césium-134 et césium-137 ont par conséquent été fixées pour les denrées alimentaires contaminées à la suite de cet accident. Ces valeurs maximales s'appliquent également pour les denrées indigènes. En ce qui concerne les champignons sauvages provenant de certains pays de l'Europe de l'Est, il faut que le respect des valeurs maximales soit confirmé au moyen de certificats. Le texte était nécessaire vu l'abrogation de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants et la lettre d'information correspondante.

Ordonnance de l'OSAV sur l'importation de denrées alimentaires originaires ou en provenance du Japon

La version du 30 janvier 2016 reste en vigueur. Elle fixe des valeurs maximales de césium-134 et césium-137 pour les denrées alimentaires originaires ou en provenance du Japon qui ont été récoltées ou transformées après le 11 mars 2011.

De plus amples informations concernant le nouveau droit alimentaire 2017 sont disponibles sur le site internet de l'OSAV: <https://www.blv.admin.ch/blv/fr/home/lebensmittel-und-ernaehrung/rechts-und-vollzugs-grundlagen/gesetzgebung-lme.html>

Chapitre / Kapitel 6

**Radioaktivität
im Menschen**

**Radioactivité
dans le corps humain**

6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen

S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

E. G. Yukihiro, F. Assenmacher

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

Mme. S. Namy, K. Jeandet

Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital, 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 Studenten und Studentinnen aus Genf durchgeführt. Die ^{137}Cs -Messresultate aus Genf lagen durchwegs unter der Nachweisgrenze von ca. 45 Bq. Das PSI ermittelte in diesem Jahr acht ^{137}Cs -Messwerte über der Nachweisgrenze von ca. 60 Bq, die aber zu keinen radiologisch relevanten Folgedosen führten. Die ^{137}Cs -Aktivitäten für die anderen 416 am PSI durchgeführten Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze.

Ziel der Messungen

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

Messmethode

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

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

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung am PSI in Villigen werden bei ausgewählten beruflich strahlenexponierten Personen in der Regel jährlich zweimal eine Ganzkörpermessung durchgeführt. 2016 wurden 262 Personen zu total 424 Ganzkörpermessungen aufgeboden. Bei fünf Personen wurden ^{137}Cs -Messwerte über der Nachweisgrenze von ca. 60 Bq festgestellt, die aber zu keinen radiologisch relevanten Folgedosen führten. In den meisten Fällen kann mit sehr grosser Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität über kontaminierte, selbst gesammelte Pilze aufgenommen wurde. Vergleichbare Messwerte lassen sich bei den betroffenen Personen über die letzten Jahre nachverfolgen. Die maximale ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität betrug ca. 630 Bq, die gemäss der Standardinterpretation in der Verordnung über die Personendosimetrie eine vernachlässigbare, effektive Folgedosis von 18 mikroSievert ergibt. Dieser Wert ist zehnmal kleiner als die typische, natürliche Folgedosis durch ^{40}K im Körper.

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

^{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 11.67% aus dem radioaktiven Isotop ^{40}K . Kalium befindet sich vor allem im Muskelgewebe und damit ist der Kalium-Gehalt proportional zur Muskelmasse. Da bei Männern der Anteil Muskelgewebe am Gesamtkörpergewicht grösser ist als bei Frauen, haben die Männer einen höheren Kalium-Gehalt als Frauen. Der durchschnittliche ^{40}K -Gehalt beträgt (gemäss älteren Publikationen) bei 20- 30-jährigen Männern ca. 4'500 Bq und bei gleichaltrigen Frauen ca. 3'000 Bq und nimmt danach bis zum Alter von 70 Jahre um etwa 10 bis 20 Prozent ab.

Aus den langjährigen Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten(16-21-jährige) und Studenten 21-28-jährige aus Genf (von 1974 bis 2016: 720 Messwerte an jungen Frauen und 722 Messwerte an jungen Männern) kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten/Studenten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.83 g Kalium (20- 80%-Perzentile: 1.64 - 2.04 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq) und bei den jungen Männer 2.29 g K (20- 80%-Perzentile: 2.10 - 2.50 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4'900 Bq). Man stellt eine Erhöhung der durchschnittlichen ^{40}K -Aktivität im Körper von ca. 10% über den letzten zehn Jahren fest. Diese ist direkt auf die Zunahme des durchschnittlichen Körpergewichts der Gymnasiasten zurückzuführen.

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

6.2

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

P. Froidevaux, P.-A. Pittet, F. Barraud, F. Bochud

Institut de radiophysique, CHUV, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

La mesure de la radioactivité dans les vertèbres humaines et les dents de lait permet l'évaluation de l'atteinte à l'homme ainsi qu'une évaluation de la contamination de la chaîne alimentaire. Les activités en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait mesurées dans ce travail sont très basses, en constante diminution par rapport aux années précédentes et ne dépassent pas 14 mBq/g Ca dans ces deux types d'échantillons. Les activités en ^{210}Po sont de l'ordre de 20-30 mBq/g Ca, soit des valeurs très proches de la valeur moyenne des mesures effectuées à l'IRA depuis 2006 sur des prélèvements de vertèbres dans les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno pour ^{210}Po (35 mBq/g Ca). Les activités en ^{226}Ra sont situées entre 0.7 et 3.8 mBq/g Ca et ne diffèrent pas des valeurs obtenues les deux années précédentes. Ce rapport analyse par ailleurs les résultats des mesures du ^{210}Po et ^{226}Ra dans les urines, également effectuées à l'IRA.

Introduction

L'OFSP mesure depuis les années soixante le ^{90}Sr dans les vertèbres humaines prélevées lors d'autopsies. Ces mesures permettent l'évaluation de la contamination de la chaîne alimentaire par ce radioélément car, de par sa nature chimique similaire au calcium, il se transfère rapidement du sol à l'herbe, de l'herbe au lait et ainsi jusqu'à l'homme, dans lequel il cible la masse osseuse. Depuis quelques années, nous mesurons également le ^{210}Po , un produit issu de la chaîne de désintégration de ^{238}U . La mesure de ^{210}Po dans les vertèbres permet l'évaluation de l'incorporation de ^{210}Pb , dont le métabolisme suit celui du calcium [1]. ^{210}Pb va être incorporé dans l'organisme humain par inhalation des produits de filiation du gaz ^{222}Rn , soit directement dans l'air respiré, soit particulièrement dans l'inhalation de fumées du tabac. Une proportion importante de ^{210}Pb est également incorporée par ingestion de nourriture, spécialement les fruits de mer. La mesure de ^{226}Ra a quant à elle été réalisée dans le but de déterminer une valeur de référence pour la population suisse. Ce travail est effectué notamment en regard des contaminations potentielles liées aux héritages radiologiques de l'industrie horlogère. Comme le ^{90}Sr , ^{226}Ra , qui est un cation alcalino-terreux similaire au calcium, va également cibler spécifiquement la masse osseuse.

Dans ce rapport, nous mettrons en relation les activités mesurées en ^{226}Ra et ^{210}Po dans les vertèbres avec celles mesurées dans les urines, afin d'affiner nos connaissances sur le métabolisme de ces radioéléments.

Méthodes

Les méthodes d'analyses du ^{90}Sr et du ^{210}Po peuvent être trouvées dans les références [2] et [3]. Nous décrivons brièvement la méthode d'analyse du ^{226}Ra dans les vertèbres humaines: 5 g de cendres d'os sont dissouts dans 20 ml de HCl 32 %. On ajoute 50 mBq de traceur ^{229}Th (^{225}Ra), 15 mg de Ba^{2+} et dilue la solution à 500 ml par de l'eau ultra-pure. Le pH est remonté vers 2-3 et 0.5 ml de H_2SO_4 98 % est ajouté goutte-à-goutte. Après décantation du précipité de $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$, celui-ci est dissout dans 3 ml d'EDTA 0.5 M, à chaud. Après dilution à 50 ml et ajustement du pH à la valeur de 6.5, la solution est passée sur une colonne de chromatographie d'échange de cations (Bio-Rad AG 50w, 8 ml). Les cations alcalino-terreux, à l'exception du radium, sont élués de la colonne par DCTA 0.075 M à pH 7.5. Le radium est alors élué par HNO_3 6M, la solution est évaporée et le radium électro-déposé sur un disque d'argent métallique en milieu alcoolique, sous une tension de 25 V (env. 100 mA). Le disque est compté pendant 10 jours pour la mesure de ^{226}Ra , puis recompté 4 jours pour tenir compte de la croissance de ^{214}Pb , arrière-petite fille du ^{226}Ra , sur la source. C'est en effet le comptage de ^{214}Pb qui permet l'évaluation du rendement de séparation chimique dans l'analyse.

Résultats et discussion

Les résultats obtenus sur des vertèbres prélevées dans les instituts de pathologie de Lausanne et de Locarno, ainsi que sur des dents de lait prélevées dans les cantons de Vaud, Zürich et du Tessin sont présentés dans les Tableaux 1 à 3. On constate d'emblée que les valeurs de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres sont très basses, inférieures dans tous les cas à 15 mBq/g Ca. L'origine de cette incorporation de ^{90}Sr remonte aux essais nucléaires atmosphériques des années soixante; depuis l'interdiction de ces essais, généralement bien respectée, l'activité en ^{90}Sr n'a cessé de diminuer dans l'environnement, la chaîne alimentaire et l'homme. La figure 1 montre l'évolution de l'activité en ^{90}Sr dans les dents de lait et dans le lait en Suisse entre 1951 et 2016. On constate que les deux courbes se superposent parfaitement, ce qui confirme que la présence de ^{90}Sr dans les dents de lait à la naissance de l'enfant est due au transfert de ^{90}Sr de l'alimentation de la mère au fœtus à travers la barrière placentaire. Une étude similaire de notre laboratoire avait montré un comportement différent pour le Pu, dont on avait pu conclure qu'il ne passait pas la barrière placentaire [4]. Une mesure de contrôle effectuée sur des dents de lait d'une personne née en 1951 confirme que l'environnement n'était pas significativement contaminé en ^{90}Sr à cette période, la mesure produisant un résultat inférieur à la limite de détection de 4 mBq/g Ca.

Les activités en ^{210}Po mesurées dans ce travail sont parfaitement compatibles avec la valeur moyenne (35 mBq/g Ca) des résultats obtenus jusqu'à présent pour ce type de mesures (vertèbres et côtes humaines).

Tableau 1:

^{90}Sr (mBq/g Ca) et ^{210}Po (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2016. Incertitudes pour u(95%).

Année décès	Lieu décès	⁹⁰ Sr (mBq/g Ca)	²¹⁰ Po (mBq/g Ca)
2016	Tessin	6.1 ± 1.1	
		7.7 ± 1.3	
		5.8 ± 1.1	
		8.0 ± 1.7	
		8.4 ± 1.8	
		6.3 ± 1.0	
	Vaud	8.8 ± 1.7	29.5 ± 2.8
		11.8 ± 1.7	21.5 ± 2.1
		10.4 ± 2.4	
		9.1 ± 2.1	
11.4 ± 1.7			
Moyenne ± écart-type		8.8 ± 2.0	

Tableau 2:

^{90}Sr (mBq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 1998 et 2005 et mesurées en 2016. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 5 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour u (95%).

Naissance		Année d'extraction	^{90}Sr (mBq/g Ca)
Année	Lieu		
2002	Zürich	2015 - 2016	9.4 ± 2.2
2004			11.2 ± 2.7
2005			7.9 ± 1.8
1998	Tessin	2015 - 2016	12.6 ± 7.5
2004	Vaud	2015 - 2016	13.9 ± 4.1
1951 ^{a)}		inconnue	< 4

^{a)} set de dents envoyés à l'institut par un particulier, utilisé ici comme contrôle

Tableau 3:

^{226}Ra (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2016 et mesurées la même année. Incertitudes pour u(95%).

Année décès	Lieu décès	Type	^{90}Sr (mBq/g Ca)
2016	Tessin	vertèbre	3.8 ± 0.5
		vertèbre	0.7 ± 0.1
		vertèbre	1.4 ± 0.4
	Vaud	vertèbre	0.8 ± 0.2

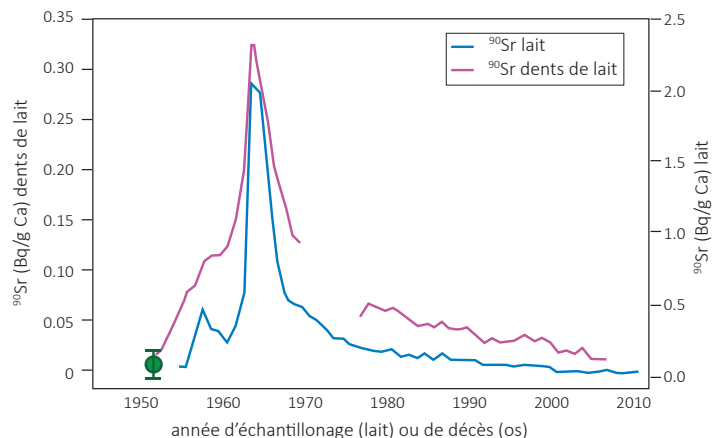


Figure 1 :

Activités en ^{90}Sr dans le lait (en bleu) et dans les dents de lait (en rouge) mesurées en Suisse de 1951 à 2016. Le point en vert indique la mesure de contrôle effectuée en 2016 sur un échantillon de dents de lait provenant d'un individu né en 1951. L'absence de données entre 1970 et 1975 provient de l'interruption du programme de mesure, repris suite à l'accident de Tchernobyl.

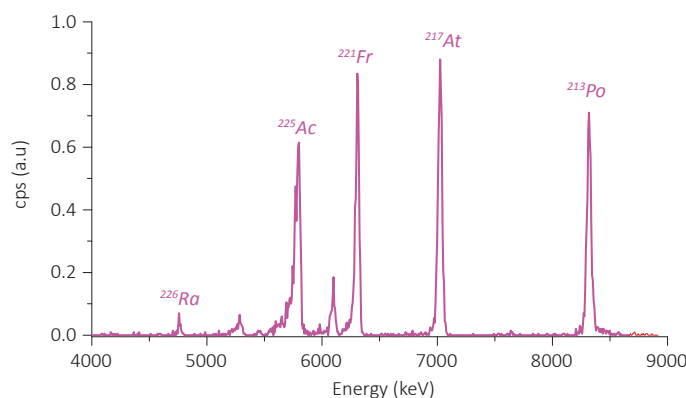


Figure 2 :

Spectre alpha de la fraction radium électro-déposée sur disque d'Ag⁺, à partir de 500 ml d'urine après séparation chimique. On identifie le ^{226}Ra , ainsi que les filles du traceur ^{225}Ra , ^{225}Ac , ^{221}Fr , ^{217}At et ^{213}Po . On utilise le pic de ^{217}At pour la mesure du traceur, car sa ROI est exempte d'interférence et la probabilité d'émission alpha sur sa ligne est de 100%.

Les activités en ^{226}Ra , sont encore inférieures et se situent entre 0.7 et 3.8 mBq/g Ca (Tableau 3). La moyenne des valeurs en ^{226}Ra lors des mesures de ces trois dernières années est de 2.1 ± 1.3 mBq/g Ca (n=12).

L'excrétion urinaire de radioéléments est toujours due à une composante systémique, c'est-à-dire que l'élément en question doit se retrouver dans la circulation systémique pour pouvoir être excrété par les reins. La présence de ^{210}Po , ^{90}Sr et de ^{226}Ra dans la circulation systémique est principalement due au renouvellement de la masse osseuse ainsi qu'à l'inhalation et à l'ingestion de ces radioéléments. Pour les vertèbres, le renouvellement de la masse osseuse peut atteindre jusqu'à 25% par an, selon l'âge de la personne [5]. Nous avons mesuré le ^{90}Sr , ^{210}Po et ^{226}Ra dans quelques échantillons d'urine provenant de collaborateurs de l'IRA et de l'OFSP; les mesures de ^{90}Sr sont toujours restées inférieures à la limite de détection de 5 mBq/l. Les activités en ^{210}Po sont toujours mesurables au-dessus de la limite de détection de 1 mBq/l mais ne dépassent pas 5 mBq/l pour des personnes non fumeuses. Un échantillon provenant d'un fumeur chronique a donné une valeur de 15 mBq/l, significativement plus élevée que pour des personnes non fumeuses. Les valeurs urinaires en ^{226}Ra sont situées entre 0.21 et 3.1 mBq/l, pour une moyenne à 1.0 ± 0.8 mBq/l (n=11). En tenant compte d'une excrétion de 1.8 litre d'urine par 24 heures, ces mesures sont tout-à-fait comparables à celles publiées par Hurtgen [6] pour l'excrétion

urinaire de travailleurs du centre SCK-CEN en Belgique, avec des valeurs d'excrétion journalière situées entre 0.47 et 18 mBq/24h, pour une moyenne à 3.8 mBq/24h (n=51). Nos valeurs sont toutefois nettement inférieures aux activités mesurées par Kehagia et al. [7] sur des urines provenant de travailleurs ayant procédé à la décontamination d'une unité de production de fertilisants à base de phosphates (3-143 mBq/24h). Ces résultats nous indiquent que l'incorporation accidentelle de ^{226}Ra suite aux opérations d'assainissement du projet radium de l'OFSP devrait être facilement détectée par un prélèvement et une mesure de ^{226}Ra urinaire (voir spectre alpha à la figure 2).

Conclusions

Les résultats obtenus en 2016 indiquent que la contamination de l'être humain par le ^{90}Sr en Suisse ne cesse de diminuer, pour s'approcher des valeurs des limites de détection pour ce type d'analyse, ce qui est attendu s'il n'y a pas de nouveaux apports de ^{90}Sr dans l'environnement. Les activités en ^{210}Po sont proches de la valeur moyenne pour ce radionucléide dans les vertèbres humaines. Elles ne représentent pas des valeurs donnant lieu à une dose de radiation dont il faudrait s'inquiéter. Les activités en ^{226}Ra sont très faibles mais facilement mesurables, ce qui laisse supposer qu'une contamination artificielle devrait être aisément mesurable. Les valeurs d'excrétion urinaire montrent que tant l'excrétion de ^{226}Ra que celle de ^{210}Po sont dans les valeurs inférieures des intervalles publiés dans la littérature scientifique. L'ensemble de ces mesures indiquent que l'incorporation de ^{226}Ra et ^{210}Po est restée très faible en Suisse en 2016 et ne présente pas de danger pour la population. 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, ainsi que l'OFSP pour la collecte d'échantillons urinaires.

Références

- [1] Leggett, RW. An age-specific kinetic model for lead metabolism in human. *Env. Health Perspect.* 1993, 101, 598-616.
- [2] Schrag et al. Dating human skeletal remains using a radiometric method: Biogenic versus diagenetic ^{90}Sr and ^{210}Pb in vertebrae. *Forensic Sci.Int.* 2012, 220, 271-278.
- [3] Froidevaux et al. Retention half times in the skeleton of plutonium and ^{90}Sr from above-ground nuclear tests: A retrospective study of the Swiss population. *Chemosphere*, 2010, 80, 519-524.
- [4] Froidevaux and Haldimann. Plutonium from Above-Ground Nuclear Tests in Milk Teeth: Investigation of Placental Transfer in Children Born between 1951 and 1995 in Switzerland. *Env. Health Perspect.* 2008, 116, 1731-1734.
- [5] Ubelaker et al. Analysis of artificial radiocarbon in different skeletal and dental tissue types to evaluate date of death. *J. Forensic Sci.* 2006, 51, (3), 484-488.
- [6] Hurtgen, C. Natural radioactivity in bioassay by alpha spectrometry measurements. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2001, 248, 477-482.
- [7] Kehagia et al. Determination of ^{226}Ra in urine samples. *Rad. Prot. Dosim.* 2007, 127, 293-296.

Chapitre / Kapitel 7

**Messung von
Spezialnukliden**

**Mesures de
nucléides spéciaux**

7.1

Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37

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

Abt. Klima- und Umweltphysik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 Bern

S. Szidat

Departement für Chemie und Biochemie, Universität Bern, Freiestrasse 3, 3012 Bern

C. Schlosser, M. Konrad und S. Schmid

Bundesamt für Strahlenschutz, Rosastrasse 9, D-79098 Freiburg im Breisgau

J. Eikenberg, R. Siegwolf

Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

Zusammenfassung

Die Messungen des Gehalts an Kohlenstoff-14 (^{14}C) im Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Beznau, Gösgen, Leibstadt und Mühleberg), Kehrlichtverbrennungsanlagen (Bern, Lausanne, Thun und Zürich), des Paul Scherrer Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2016 weitergeführt. Als Referenzwert diente hierbei der ^{14}C -Gehalt von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale ^{14}C -Quellen und -Verdünnungen, an denen im Jahresverlauf je drei Messungen (im Mai, Juli und Oktober 2016) durchgeführt wurden. Aus diesen neun Messungen resultierte für 2016 der $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert $16 \pm 3\text{‰}$.

Die 100 auf ^{14}C untersuchten Standorte unterscheiden sich um -27‰ (L-126, Lausanne Ermitage) bis maximal $+134\text{‰}$ (Kernkraftwerk Leibstadt, Fullerfeld) von diesem Referenzwert. In der Stadt Basel lagen die Höchstwerte bei 1‰ (E-34, Solitude) bzw. 2‰ (W-06, Volaplatz). Dies höchsten Werte bei den Kernkraftwerken entsprechen einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von nicht mehr als $2\text{ }\mu\text{Sv}$ ($1\text{ }\mu\text{Sv} = 10^{-6}\text{ Sievert}$) in einem Jahr. Im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung von ca. $3'000\text{ }\mu\text{Sv/a}$ fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen im Berichtsjahr kaum ins Gewicht.

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

Kohlenstoff-14 (^{14}C)

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

Referenzwert

Zwischen 1955 und 1966 wurden im Rahmen von Nuklearwaffentests grosse Mengen an $^{14}\text{CO}_2$ in der Atmosphäre freigesetzt (so genannter Bomben-Peak). Zwar nimmt seitdem der ^{14}C -Gehalt von atmosphärischem CO_2 durch Aufnahme von $^{14}\text{CO}_2$ durch die Ozeane und Verbrennung fossiler, d. h. ^{14}C -freier, Brennstoffe weltweit wieder ab, doch liegt dieser Gehalt gegenwärtig immer noch über dem als Basis für die Radiocarbonatierung definierten Standardwert für das Jahr 1950:

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

Auf lokaler Ebene lässt sich eine als «Süss»- oder «Industrie»-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ nachweisen. Der von terrestrischen Pflanzen durch Assimilation aufgenommene Kohlenstoff widerspiegelt in seinem ^{14}C -Gehalt im Wesentlichen den zeitlichen Verlauf der atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration.

Radiocarbon-Quellen und -Verdünnungen (KKW, KVA, Industrie, Autobahnen) können den ^{14}C -Gehalt bei Knospen und Laub von Bäumen, die in deren Umgebung wachsen, insbesondere während der Blattwuchsphase beeinflussen. Laub und Knospen eignen sich somit als ^{14}C -Monitor.

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

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} = (^{14}\text{A}_{\text{Probe}} / ^{14}\text{A}_0 - 1) \cdot 1'000 [\text{‰}] \quad (2)$$

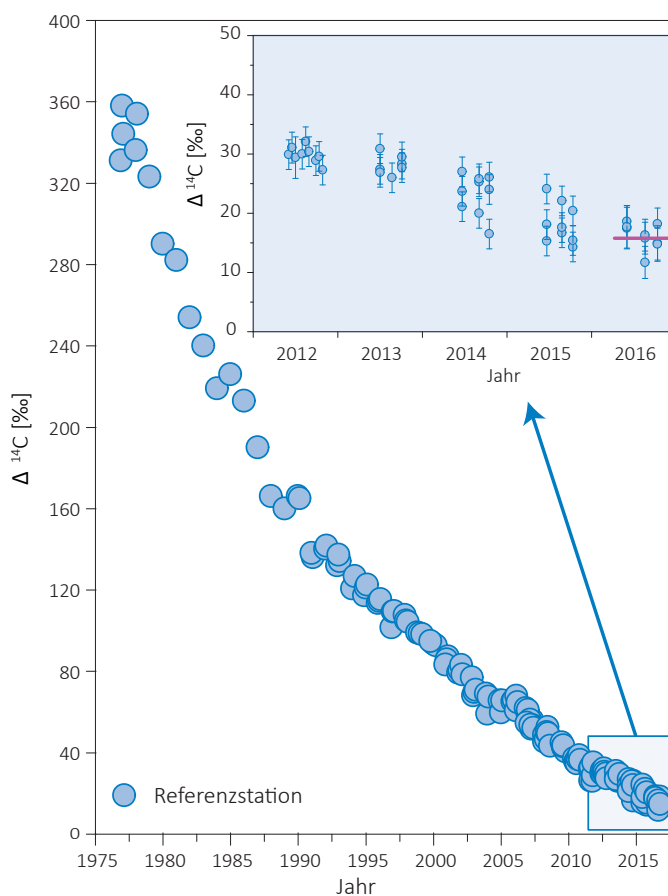
Sinnvoll ist auch ein Vergleich mit ^{14}C -Werten von Laub, welches von Bäumen ohne lokale ^{14}C -Quellen oder -Verdünnungen stammt. Zu diesem Zweck wurden an drei ländlichen Standorten Buchen- und Lindenblätter gesammelt. Ihr ^{14}C -Gehalt wurde bestimmt und nach (2) mit $^{14}\text{A}_0$ verglichen (Figur 1). Aus den resultierenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten wurde für die Zeit der Hauptprobenahmen 2016 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis hierzu dienten die Ende Mai sowie im August und Oktober gesammelten Blätter.

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2016}} = 16 \pm 3 [\text{‰}] \quad (3)$$

Tabelle 1:

Messwerte 2016 und Koordinaten der Referenzstationen.

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



Figur 1:

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

Die Differenz

$$\text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2016}} \quad (4)$$

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

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

Es kommen zwei unterschiedliche Methoden zur Anwendung:

- Methode A: ^{14}C -Bestimmung nur in der Blattohle¹
- Methode B: ^{14}C -Bestimmung im ganzen Blatt

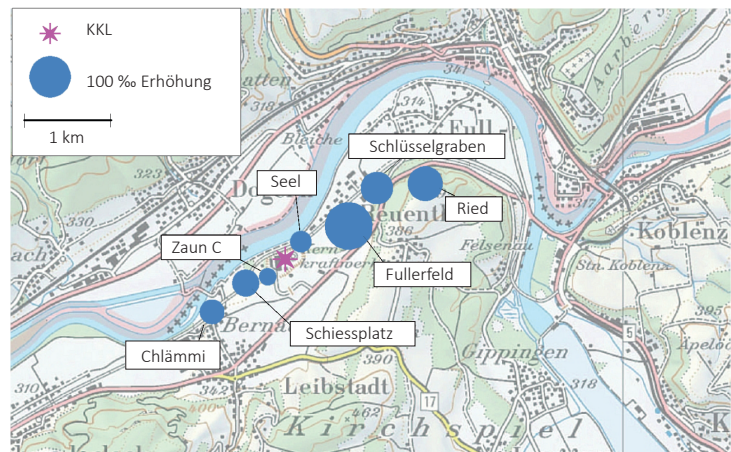
An den Referenzstationen ergaben Messungen an der Blattohle (Methode A) im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt (Methode B) Unterschiede von weniger als 4%. An belasteten Standorten können die Unterschiede zwischen den Resultaten der nach den Methoden A und B aufbereiteten Proben jedoch grösser sein.

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 in den Vorjahren deutlich höhere Werte zeigten bzw. bei denen ein erhöhtes Interesse am Fortführen der bestehenden Zeitreihen besteht.

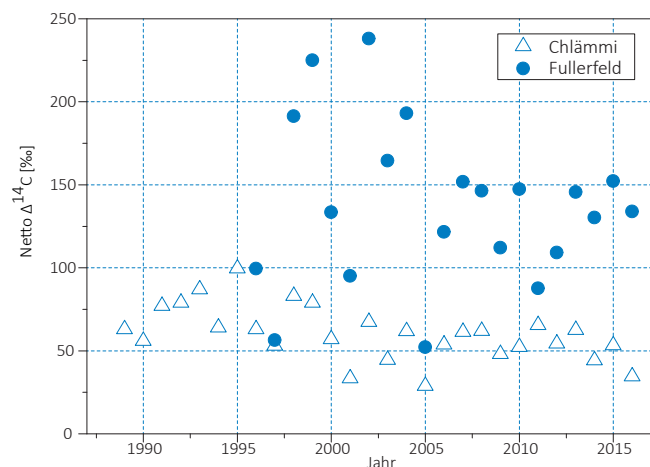
Der ^{14}C -Gehalt von Blättern der Referenzstationen ist im Jahr 2016 gegenüber dem Vorjahr erneut abgefallen, nachdem er in den Jahren 2011 bis 2013 relativ konstant geblieben war. Mit $16 \pm 3\%$ liegt der Referenzwert für das Jahr 2016 um 2% unter dem Wert des Vorjahres.

^{14}C im Umfeld der Schweizer Kernkraftwerke

Gemäss Jahresrückblick des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorats ENSI [1] kam es 2016 in der Schweiz zu keinen Reaktorschnellabschaltungen. Das Jahr war aber geprägt von den langen Unverfügbarkeiten zweier Kernkraftwerke: Beznau 1 war aufgrund von lang anhaltenden Sicherheitsüberprüfungen das ganze Jahr über nicht am Netz, und am Kernkraftwerk Leibstadt wurden gemäss einer Medienmitteilung der Kernkraftwerk Leibstadt AG [2] während der Hauptrevision Oxidationserscheinungen an Hüllrohren von Brennelementen festgestellt, sodass der Reaktor im Anschluss an die Revision mehrere Monate lang abgeschaltet blieb und erst im Februar 2017 wieder ans Netz ging.

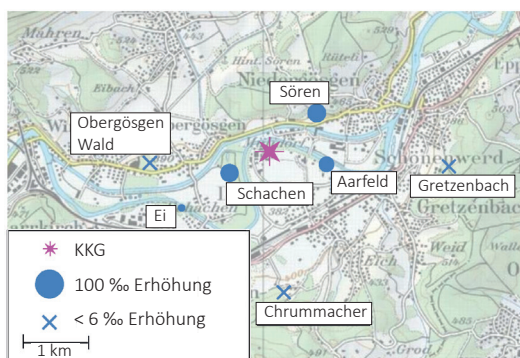


Figur 2: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL) im Jahr 2016. Revisionsabschaltung: 02.08.2016 bis 27.09.2016 (Abschaltung verlängert bis 18.02.2017). Probenahme: 18.08.2016. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

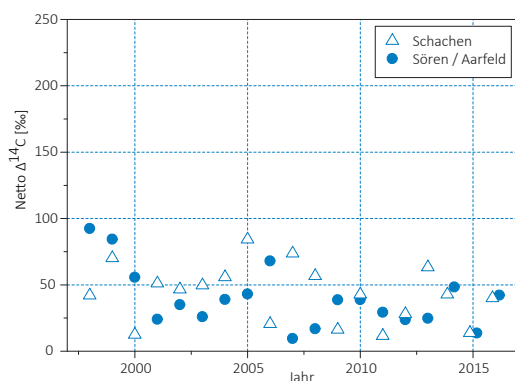


Figur 3: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte nordöstlich (●) und südwestlich (△) des Kernkraftwerkes Leibstadt. Der Standort Fullerfeld wird seit 1996, derjenige von Chläämi seit 1989 beprobt (Standorte: siehe Figur 2).

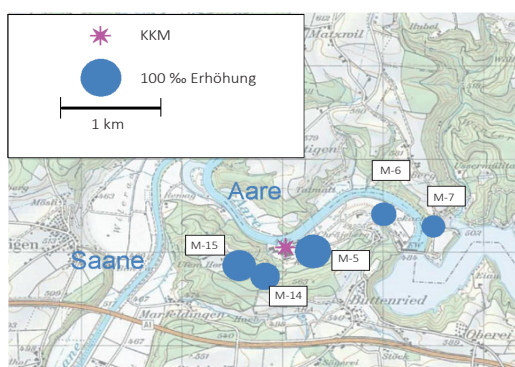
¹ Die Probe wird im Stickstoffstrom pyrolysiert. Dabei verflüchtigen sich gewisse Kohlenstoffverbindungen, die somit für die Analyse ihres ^{14}C -Gehaltes verloren sind.



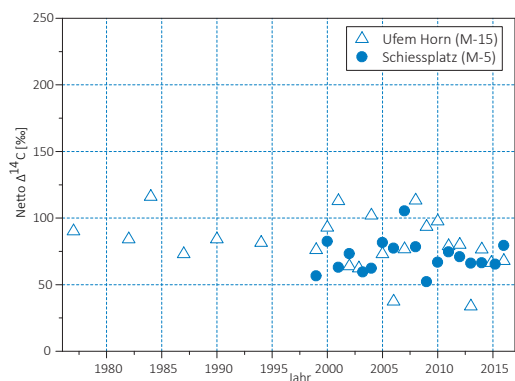
Figur 4: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Revisionsabschaltung: 04.06.2016 bis 23.06.2016. Probenahme: 22.06.2016. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



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

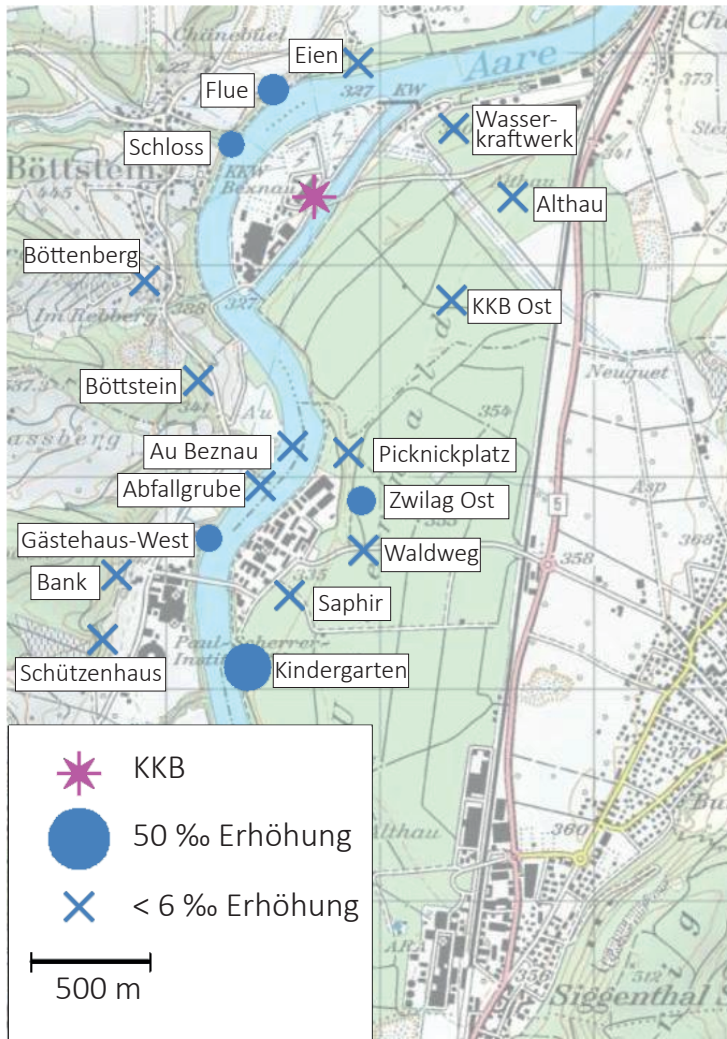


Figur 6: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) im Jahr 2016. Revisionsabschaltung: 14.08.2016 bis 08.09.2016. Probenahme: 14.09.2016. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

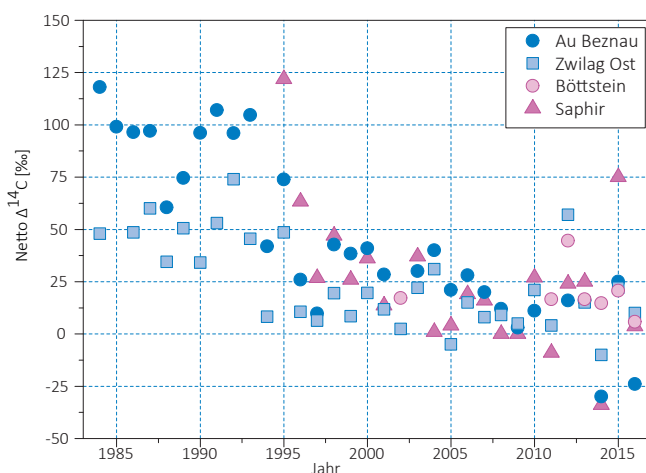


Figur 7: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) des Kernkraftwerkes Mühleberg seit Messbeginn. Standorte: siehe Figur 6.

Die Probenahmen im Umfeld der Kernkraftwerke erfolgten im Allgemeinen während oder nach der Jahresrevision der entsprechenden Kernkraftwerke, um auch mögliche ^{14}C -Abgaben der Kernkraftwerke während des Revisionsstillstands erfassen zu können.



Figur 8:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul Scherrer Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen (ZWILAG) und des Kernkraftwerkes Beznau (KKB) im Jahr 2016 (J. Eikenwolf, R. Siegwolf, PSI in Zusammenarbeit mit der Universität Bern). Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



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

Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2016 wurden beim Kernkraftwerk Leibstadt (KKL) Blätter an verschiedenen Standorten in beiden Hauptwindrichtungen gesammelt und auf ihren ^{14}C -Gehalt hin untersucht. Damit wurden die z. T. seit 1984 geführten Zeitreihen fortgesetzt. Die höchste ^{14}C -Konzentration ergab sich wiederum in ca. 1'000 m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung am Standort Fullerfeld (Figur 2). In südwestlicher Richtung wies der Standort Schiessplatz die höchsten Werte auf.

Figur 3 zeigt die gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte der Standorte Fullerfeld und Chlärmi seit Messbeginn. Es sind dies die beiden Standorte mit den traditionell höchsten Werten in der jeweiligen Windrichtung. 2016 lag der höchste Messwert bei 134‰ (Fullerfeld). Der grösste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert seit Messbeginn beträgt 238‰ (2002), ebenfalls am Standort Fullerfeld. In südwestlicher Richtung wurde 2016 am Standort Schiessplatz ein geringfügig höherer Wert gemessen als am Standort Chlärmi.

Kernkraftwerk Gösgen

In Figur 4 sind die Resultate der am 22. Juni 2016 gesammelten Blattproben in der Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen (KKG) dargestellt. Sämtliche Messwerte liegen nahe bei den langjährigen Mittelwerten bzw. darunter. Die höchsten ^{14}C -Messwerte resultierten in diesem Jahr mit einer Erhöhung von je ca. 40‰ an den Standorten Sören und Schachen. Der Standort Chrummacher (408 m.ü.M.) befindet sich quer zu den topographisch bedingten Hauptwindrichtungen. Der Messwert dieses Standorts ist praktisch identisch mit den Werten von unbelasteten Referenzstandorten. Dasselbe gilt im Jahr 2016 auch für die an einem Waldrand gelegenen Standorte Gretzenbach und Obergösgen Wald.

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

Kernkraftwerk Mühleberg

Figur 6 zeigt die Verteilung der Messwerte um das Kernkraftwerk Mühleberg (KKM). Die grössten Erhöhungen wurden am Standort M-15 (Ufem Horn) mit 68‰ sowie am Standort M-5 (Schiessplatz) mit 79‰ gemessen. Die Probenahme erfolgte am 14. September 2016, d. h. eine Woche nach dem Hochfahren des Kraftwerks im Anschluss an die jährliche Revision.

Die 2016 gemessenen Proben liegen unter den seit Messbeginn im Jahr 1977 registrierten Höchstwerten. Der mit 116‰ höchste Wert stammt aus dem Jahr 1984.

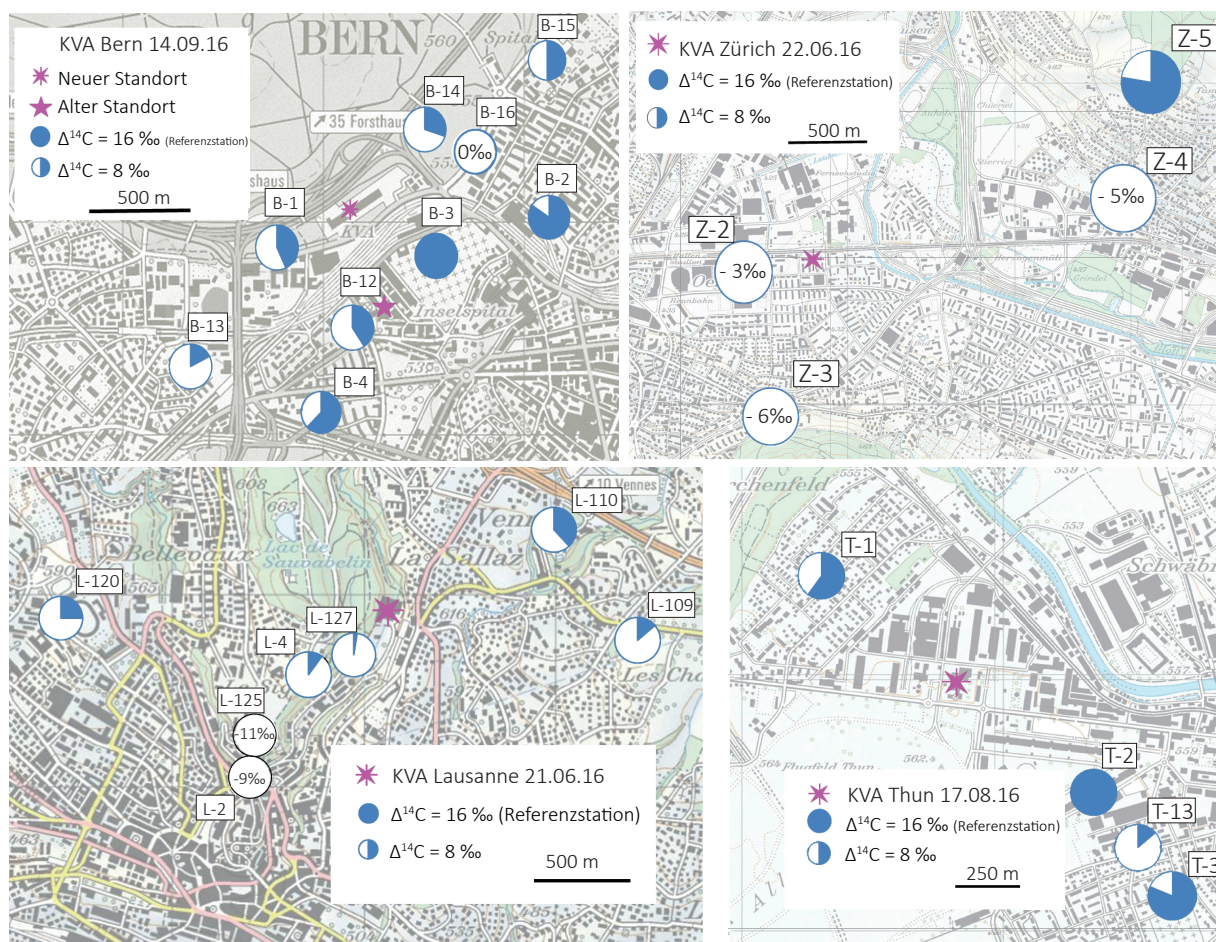
In Figur 7 sind die seit Messbeginn jährlich gemessenen höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Die Messwerte aus dem Jahr 2016 liegen in der Bandbreite des langjährigen Mittels.

Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlage Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau

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

Das Kernkraftwerk Beznau (KKB) war 2016 nur mit reduzierter Leistung im Einsatz: Block 1 war das ganze Jahr über ausser Betrieb, Block 2 war vom 07.08.2016 bis zum 17.08.2016 für Revisionszwecke heruntergefahren. Dies spiegelt sich in den relativ geringen Erhöhungen der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte im Umfeld des KKB wider. Die höchsten Werte wurden am Ufer der Aare gegenüber dem KKB-Gelände gemessen. Der höchste Messwert aus dem Umfeld des Paul Scherrer Instituts (PSI) stammt vom Süden des Areals (Standort Kindergarten).

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

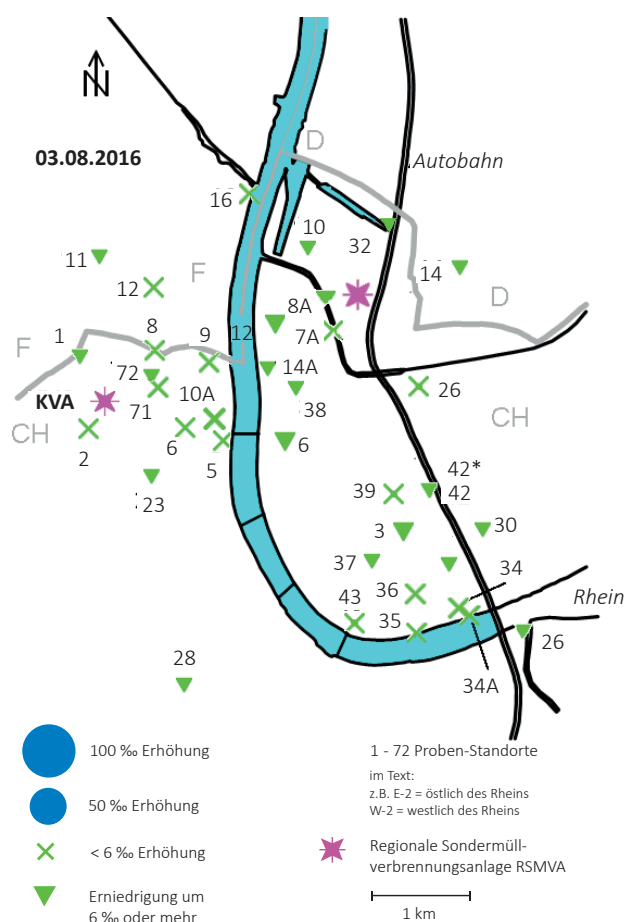


Figur 10:
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Lausanne, Zürich, Bern und Thun.

Kehrichtverbrennungsanlagen

In Blättern von Bäumen, die im Umfeld von Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) gesammelt wurden, konnte an keinem Standort eine erhöhte ^{14}C -Konzentration festgestellt werden. Sämtliche Messpunkte wiesen Werte $\leq 16\text{‰}$ auf. Dies als Folge der Abgase aus fossilen Brenn- und Treibstoffen, welche von den Bäumen im Stadtgebiet aufgenommen werden.

In Figur 10 sind die Messwerte als Kreise dargestellt. Die weisse Kreisfläche entspricht jeweils der Absenkung gegenüber den Referenzstationen (siehe «Süss»-Effekt, Seite 105). Diese Absenkung ist vor allem im Zentrum von Lausanne (an den Standorten L-2 und L-126) sowie im Stadtgebiet von Zürich (an



den Standorten Z-2, Z-3 und Z-4) stark ausgeprägt und beträgt zum Teil mehr als 16%. Dies bedeutet, dass die ^{14}C -Konzentration in diesen städtischen Umgebungen wieder auf ähnliche Werte wie vor dem so genannten Bomben-Peak abgefallen ist. An verkehrsarmen Standorten wie den am Waldrand gelegenen Probenahmeorten L-110 oder Z-5 bzw. im Zentrum des Berner Bremgartenfriedhofs (B-3) oder am Thuner Kasernenareal (T-2) ist die Absenkung deutlich schwächer ausgeprägt.

Messungen in der Region Basel-Stadt

Auch im Jahr 2016 fand die Hauptprobenahme in Basel im August statt. Im Westen des Stadtgebiets befinden sich die Standorte im und um das Novartis-Werk St. Johann, im Osten diejenigen um das Areal der Firma F. Hoffmann-La Roche, ganz im Norden diejenigen um das Areal der regionalen Sondermüllverbrennungsanlage (RSMVA). Die höchsten am 03.08.2016 gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte betrugen westlich des Rheins +2‰ (Voltaplatz, Standort W-06) und östlich +1‰ (Solitude, Standort E-34). Allfällige Erhöhungen der $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration werden also durch den «Süss»-Effekt in den meisten Fällen mehr als kompensiert, sodass an praktisch allen Standorten eine Verdünnung der $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration relativ zu den unbelasteten Referenzstationen festgestellt wurde.

Auch im französischen und deutschen Grenzgebiet nördlich des Novartis-Werks St. Johann bzw. östlich der RSMVA wurden keine Erhöhungen registriert. An 26 Standorten wurden aufgrund des «Süss»-Effekts Erniedrigungen um 6‰ oder mehr ermittelt (Figur 11, Symbol ▼).

Im Juni, August und Oktober wurden an einigen Standorten sowohl in der Blattkohle als auch an unverkohlten, ganzen Blättern Messungen durchgeführt (siehe Tab. 2).

Kohlenwasserstoffe, die sich bei der Blattverkohlungs möglicherweise verflüchtigen würden, werden bei der Messung von ganzen Blättern vollständig miterfasst. Da die Messung an ganzen Blättern jedoch zeitaufwändiger ist, wird sie nur dort angewendet, wo in der Vergangenheit Höchstwerte aufgetreten sind oder Interesse an der Fortsetzung der bisherigen Zeitreihen besteht.

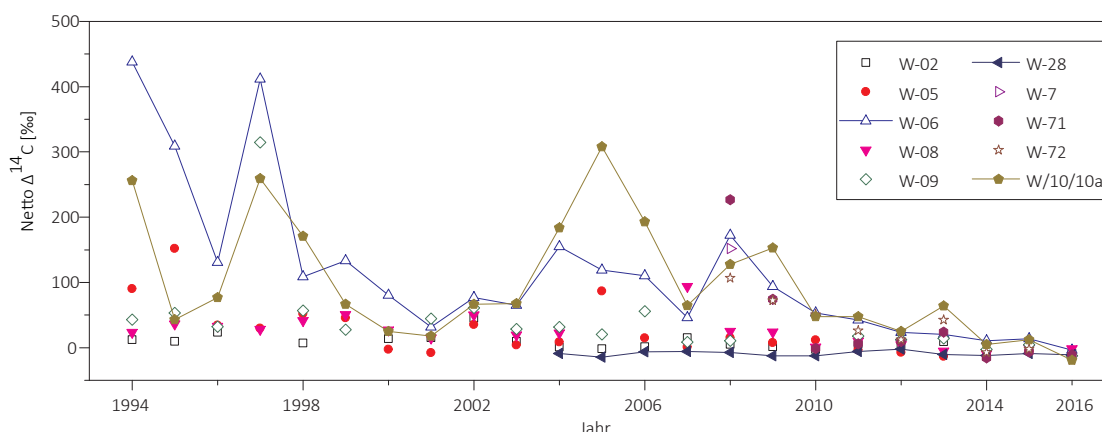
Die Figuren 12 und 13 zeigen die Messergebnisse seit Messbeginn an ausgewählten Standorten. Die Netto-Messwerte haben sich auf einem sehr niedrigen Niveau stabilisiert. Westlich des

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

Tabelle 2:

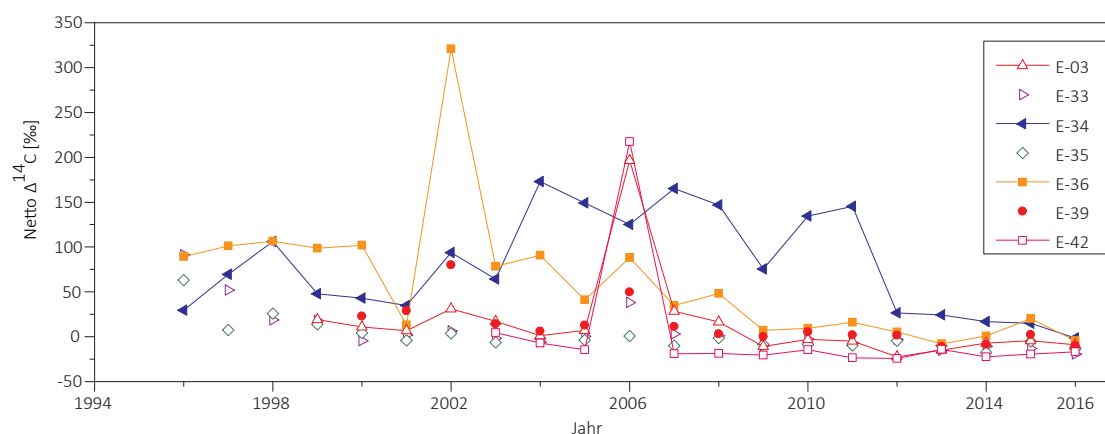
Im Jahre 2016 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 bis 2015) am Standort Basel östlich (E-nn) und westlich (W-nn) des Rheins. Am Standort E-42 wurde vor dem Gebäude (Strassenseite) und hinter dem Gebäude (E-42*, Hofseite) gemessen. W-28 ist stellvertretend für das von ^{14}C -Quellen unbeeinflusste Stadtgebiet.

Ort	In der Blattkohle		Im ganzen Blatt		
	2016 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	1994-2015 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2016 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2004 - 2015 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	
E-03	-9	197 (2006)	-	23	(2007)
E-26	-1	169 (1996)	-	-	
E-34	0	106 (1998)	1	173	(2004)
E-42	-23	4 (2003)	-	-	
E-42*	-8	218 (2006)	-	-	
W-06	2	438 (1994)	-1	172	(2008)
W-10A	-6	259 (1997)	-7	308	(2005)
W-28	-8	-6 (2007)	-11	-13	(2013)
W-71	-11	227 (2008)	-14	75	(2009)
W-72	-22	107 (2008)	-12	115	(2010)



Figur 12:

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



Figur 13:

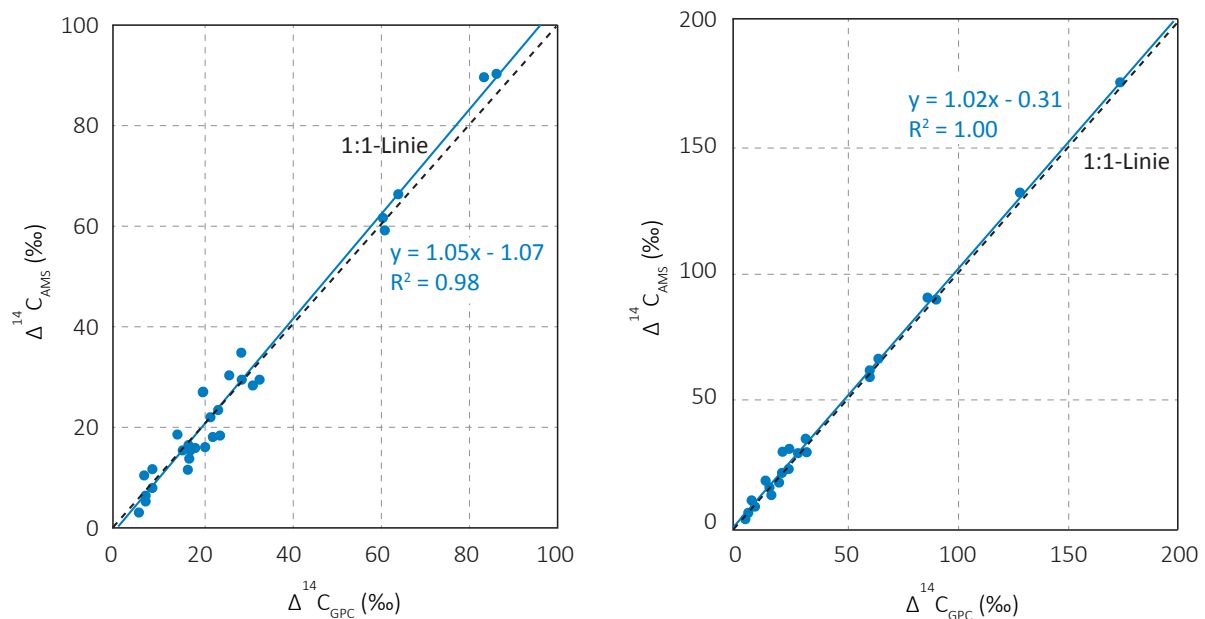
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte östlich des Rheins. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.

Rheins wurden die historischen Netto-Höchstwerte (Standorte W-06 und W-10) bereits seit einigen Jahren nicht mehr erreicht. Dasselbe gilt für die Standorte E-34 und E-36 östlich des Rheins: hier wurde der 2002 gemessene Höchstwert von 320 ‰ (E-36) in den letzten Jahren jeweils deutlich unterschritten.

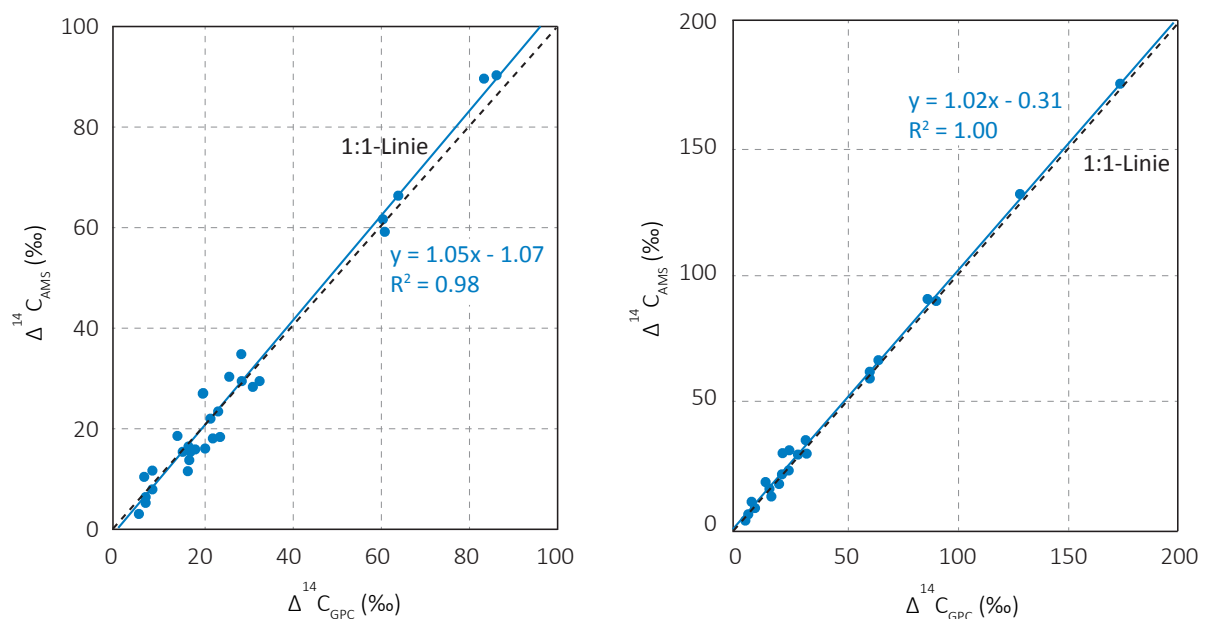
Vergleichsmessungen im Jahr 2016

Die ^{14}C -Vergleichsmessungen ausgewählter Laubproben zwischen dem ^{14}C -Labor am Physikalischen Institut der Universität Bern (GPC: gas proportional counting) und dem Labor zur Analyse von Radiokohlenstoff mit AMS, LARA (AMS: accelerator mass spectrometry) am Departement für Chemie und Biochemie der Universität Bern wurden 2016 fortgesetzt. In einem ersten Schritt wurden Nachmessungen an vier Proben aus dem Jahr 2015 durchgeführt, bei denen es im Vorjahr zu den grössten Differenzen der Messergebnisse gekommen war ($>5\%$). Hierbei wurden die Ursachen dieser Differenzen, die in beiden Labors identifiziert werden konnten, grösstenteils eliminiert (siehe Figur 14).

Im Jahr 2016 wurden Laubproben an denselben Probenahmepunkten entnommen wie im Vorjahr und erneut von beiden ^{14}C -Labors gemessen. Die mittlere Abweichung der $\Delta^{14}\text{C}$ -Messergebnisse liegt mit 0.7 ‰ innerhalb der Messunsicherheiten beider Verfahren von ca. 2.5 ‰. Wiederholungsmessungen wurden an fünf Proben durchgeführt, bei denen die höchsten Abweichungen ($\geq 4.2\%$) der Messergebnisse aufgetreten sind (siehe Figur 15).



Figur 14:
Erstmessungen (links) vs. Wiederholungsmessungen (rechts) durch die beiden ^{14}C -Labore der Universität Bern an Proben aus dem Jahr 2015. Erstmessungen: 30 Proben. Wiederholungsmessungen: zwei zusätzliche Proben mit relativ hohen Messwerten (bitte Skalierungsänderung beachten).



Figur 15:
Erstmessungen (links) vs. Wiederholungsmessungen (rechts) durch die beiden ^{14}C -Labore der Universität Bern an 32 Proben aus dem Jahr 2016.

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

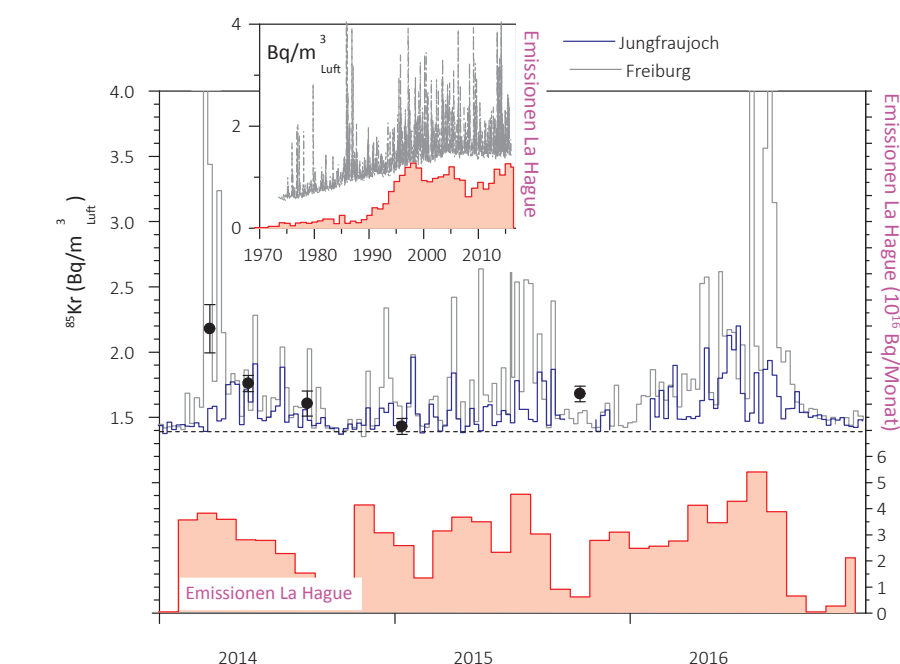
Die beiden Edelgas-Radionuklide ^{85}Kr und ^{37}Ar werden in der Atmosphäre auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen produziert. ^{85}Kr , freigesetzt bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstäben, konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.76 Jahren und den lange Zeit zunehmenden Emissionsraten über die letzten 40 Jahre in der Atmosphäre anreichern. Zurzeit verharrt die Aktivitätskonzentration

von ^{85}Kr auf konstantem Niveau. Die aktuellen Konzentrationen von ^{37}Ar sind praktisch nicht von künstlichen Quellen beeinflusst. Lokal erhöhte Werte könnten aber auf nukleare Aktivitäten hinweisen. Beide Isotope verursachen keine signifikante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis.

Krypton-85 (^{85}Kr)

Das radioaktive Edelgasisotop ^{85}Kr ist ein Beta-Strahler mit einer Halbwertszeit von 10.76 ± 0.02 Jahren. Natürliches atmosphärisches ^{85}Kr hat seinen Ursprung in dem Einfang kosmischer Neutronen durch ^{84}Kr in der Atmosphäre und durch die Spaltung von Uran und anderen Aktiniden in der Lithosphäre. Die beiden Prozesse führen zu einem natürlichen atmosphärischen ^{85}Kr -Inventar von etwa $9 \cdot 10^{11}$ Bq oder einer spezifischen Aktivitätskonzentration von ca. $0.2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3_{\text{Luft}}$. Im Gegensatz dazu stammt das derzeitige ^{85}Kr in der Atmosphäre hauptsächlich aus der Wiederaufarbeitung von Brennstäben und wird lokal und zeitlich gepulst freigesetzt. Zurzeit ist die Aufbereitungsanlage in La Hague (F) die weltweit grösste Emissionsquelle (Figur 16). Durch radioaktiven Zerfall nimmt das atmosphärische Inventar jährlich um 6.2% ab. Diese Reduktionsrate wurde lange Zeit von den globalen Freisetzungsraten von ^{85}Kr übertroffen, was zu einem Anstieg der atmosphärischen Basisaktivitätskonzentration führte (Figur 16, kleines Bild). In der letzten Dekade ist eine Stabilisierung bei einer Konzentration von $1.4 - 1.5 \text{ Bq}/\text{m}^3_{\text{Luft}}$ in Mitteleuropa zu beobachten.

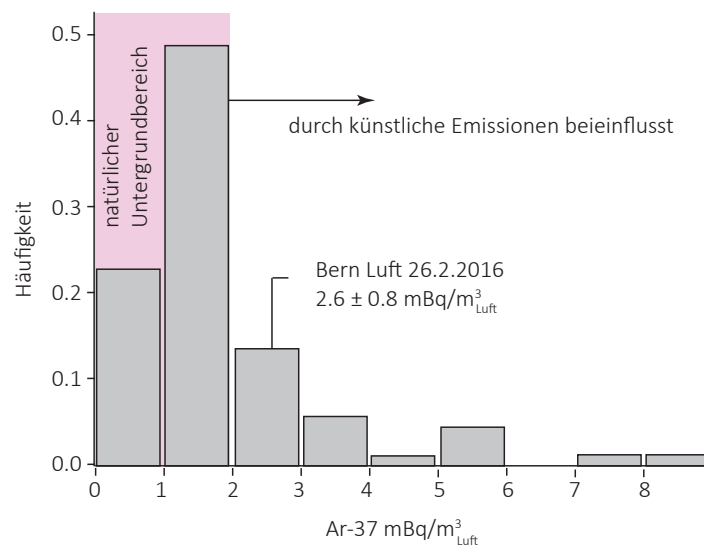
In der Schweiz wird ^{85}Kr an kumulativen Wochenproben gemessen, die auf dem Jungfrau-joch (JFJ) gesammelt und im Edelgaslabor des BfS in Freiburg analysiert werden (Fig. 16). Zum Vergleich sind auch die entsprechenden Werte von Freiburg im Breisgau dargestellt. Die Zeitperioden von gehäuften Aktivitätsspitzen, die den Basiswert bei der Station Freiburg um bis zu einem Faktor 3 übersteigen, stimmen bei beiden Stationen überein mit Zeiten erhöhter Emissionsraten von La Hague [3]. Wegen der erhöhten Lage der Station JFJ wird diese Station aber weniger von bodennahen Emissionen beeinflusst und weist Aktivitätsspitzen geringerer Amplitude auf. Im Herbst 2016 war die Aufarbeitungsaktivität von La Hague besonders hoch, was sich sehr deutlich an den Messwerten von Freiburg aber auch vom JFJ widerspiegelt. Nach dem Emissionsstopp konvergierten die Messwerte wieder gegen den Basiswert. Die durch den ^{85}Kr -Untergrundpegel verursachte jährliche effektive Dosis beträgt ca. $11 \text{ nSv}/\text{Jahr}$ ($8 \cdot 10^{-9} \text{ Sv}/\text{Bq m}^{-3} \text{ Jahr}$ [4]) und ist damit gering in Relation zur Strahlenbelastung von etwa 3.2 mSv , welche durch natürlich vorkommendes Radon verursacht wird.



Figur 16 :

Atmosphärische ^{85}Kr -Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfrau-joch (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: Aktivitätskonzentration an der Station Freiburg i. Br. über die letzten 39 Jahre; die Messungen der Proben aus Freiburg und vom Jungfrau-joch wurden am Bundesamt für Strahlenschutz in Freiburg i. Br. durchgeführt. Zum Vergleich ist der Verlauf der Emissionsraten der Aufbereitungsanlage von La Hague dargestellt (rote Balken).

Stichproben, genommen in wenigen Minuten und gemessen am Physikalischen Institut der Universität Bern, bestätigen den Aktivitätsbereich, der in Freiburg oder auf dem Jungfrau-joch beobachtet wird. Die Streuung kommt durch die geografische Distanz, aber vor allem durch den kürzeren Sammelzeitraum zustande.



Figur 17:

Atmosphärische ^{37}Ar -Aktivitätskonzentrationen gemessen an 67 Luftproben, die über die letzten 6 Jahre in Bern gesammelt wurden. Werte über $2 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ sind geringfügig durch anthropogene Quellen beeinflusst. Die im Jahr 2016 gemessene Probe liegt innerhalb der Unsicherheit im Bereich des natürlichen Untergrunds.

Argon-37 (^{37}Ar)

^{37}Ar wird in der Atmosphäre durch die Spallationsreaktion $^{40}\text{Ar}(n,4n)^{37}\text{Ar}$ produziert. Theoretische Abschätzungen der durch kosmische Strahlung erzeugten troposphärischen Gleichgewichtsaktivität liegen bei ca. $0.5 - 2 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ in guter Übereinstimmung mit den über die letzten 6 Jahre am häufigsten gemessenen Werten (Fig 17). Diese Messungen wurden an Luftproben aus Bern durchgeführt. Der am 26.2.2016 gemessene Wert von $2.6 \pm 0.8 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ liegt innerhalb der Unsicherheit im Bereich des natürlichen Untergrunds. Gelegentlich beobachtete Werte im Bereich $2 - 10 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ sind möglicherweise durch Emissionen vom Kraftwerk Mühleberg oder vom Zyklotron-Teilchenbeschleuniger am Berner Inselspital beeinflusst. Im Vergleich zu ^{85}Kr sind diese Aktivitätskonzentrationen nochmals um einen Faktor 1'000 geringer und führen deshalb zu keiner zusätzlichen Strahlenbelastung.

Referenzen

- 1] <https://www.ensi.ch/de/2017/01/10/rueckblick-auf-2016-tiefere-kkw-verfuegbarkeit-hat-sicherheit-nicht-beeintraechtigt>, besucht am 15. Februar 2017
- 2] <https://www.kkl.ch/unternehmen/medien/medienmitteilungen/aktuelle-medienmitteilungen/rueckblick-auf-das-betriebsjahr-2016.html>, besucht am 15. Februar 2017
- 3] <http://www.aveva.com/EN/operations-2315/cumulative-release-results-report-for-the-aveva-la-hague-plant.htm>, besucht am 15. März 2017
- 4] ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.). Table C.1., p. 61

7.2

Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

P. Froidevaux, P.-A. Pittet, F. Barraud, F. Bochud

Institut de radiophysique, CHUV, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Nous avons mesuré le Pu et l'Am dans des échantillons de sol, de sédiments, de filtres à air, de poissons, de plantes aquatiques, d'eau de pluie et d'eau de rivière. Les résultats sont compatibles avec une contamination provenant essentiellement des retombées des essais nucléaires des années soixante. Ce dépôt est bien fixé dans le sol, comme en attestent les mesures des filtres à air et des eaux de pluie, qui montrent des activités très faibles ou inférieures à la limite de détection. Les mesures des plantes aquatiques et des poissons prélevés dans les rivières en aval des centrales nucléaires montrent que l'activité présente dans les plantes est probablement liée au dépôt de carbonate de Ca ou de particules de sédiments enrichis en Pu sur les feuilles. Les poissons ne présentent pas d'activité en Pu et Am mesurables au-dessus de la limite de détection, à l'exception d'un seul échantillon, où de l' ^{241}Am a pu être décelé (4.8 mBq/kg ms). Les activités en Pu des eaux de rivières prélevées en aval des centrales nucléaires ne dépassent pas 5.3 mBq/m³, soit des valeurs très proches de celles mesurées récemment par AMS dans deux rivières du karst jurassien, non impactées par les rejets des centrales nucléaires. Dans ce rapport, nous analysons les résultats des milieux aquatiques en regard de nos travaux récents sur la biodisponibilité du plutonium dans les milieux aquatiques telle que déterminée par la technique de diffusion dans des films minces (DGT).

Introduction

Le plutonium et l'américium sont deux radioéléments artificiels dont l'origine dans l'environnement remonte aux essais d'armes nucléaires en atmosphère durant les années soixante, à différents accidents nucléaires (Windscale, Tchernobyl, Mayak) ainsi qu'à des émissions (notamment dans l'eau) autorisées.

Le plutonium possède une chimie d'oxydoréduction complexe et existe sous des formes physico-chimiques variées dans l'environnement. En conséquence, déterminer son comportement géochimique (dont sa mobilité) et sa biodisponibilité représente un véritable défi. Pu peut être présent simultanément dans ses formes réduites (+III et +IV) et oxydées (+V et +VI), bien que les formes Pu(IV) et Pu(V) soient les plus représentées. Pu(IV) est fortement hydrolysé en $\text{Pu}(\text{OH})_4$ insoluble mais peut être remobilisé lors de l'oxydation en Pu(V), une forme de Pu moins sensible à l'hydrolyse et à l'adsorption sur des particules colloïdales. Pu peut également former des complexes avec la matière organique (NOM) dissoute dans l'eau, ce qui va jouer un rôle important dans sa biodisponibilité.

Depuis 15 ans, la technique de diffusion dans des films minces (DGT) est utilisée pour mesurer la fraction libre et la fraction labile des complexes de métaux lourds avec la matière organique (NOM) dans les milieux aquatiques. Les modèles montrent que la technique DGT permet la mesure intégrée sur le temps de la fraction bio-disponible de ces cations métalliques. Le principe de la technique DGT consiste à exposer dans l'eau un système comprenant un gel-résine capable de fixer les ions métalliques qui auront pu diffuser à travers un gel de polyacrylamide (APA) contenant plus de 80 % d'eau. Cet assemblage imite l'interface entre l'eau et un système vivant, comme les plantes ou des organismes simples. Nous avons récemment adapté cette technique pour la mesure de la biodisponibilité du plutonium dans les systèmes aquatiques [1-4].

L'américium possède une chimie en tout point similaire à celle des lanthanides et le meilleur analogue stable pour Am(III) est l'Eu(III). De ce point de vue Am est également facilement hydrolysable mais ne possède qu'un degré d'oxydation stable (+III). Comme les Ln(III), il forme des complexes forts avec des ligands comme EDTA ou des ligands naturels comme les acides carboxyliques ou le citrate.

Dans ce travail, nous avons déterminé l'activité en Pu et Am de différents compartiments de l'environnement tels que le sol, les sédiments de rivières, l'air, l'eau de pluie et l'eau de rivière ainsi que les plantes aquatiques et les poissons. Les sites de prélèvements sont principalement les environs des centrales nucléaires suisses, et plus particulièrement les rivières dans lesquelles sont déversés leurs effluents radioactifs liquides. La compréhension des mécanismes de mobilité et de biodisponibilité du Pu et de l'Am est donc un pré-requis indispensable à l'interprétation de ces données. Pour cela nous avons analysé les résultats de ce travail en regard des résultats obtenus récemment sur la biodisponibilité du Pu dans les systèmes aquatiques telle que mesurée par DGT à l'aide de la spectrométrie de masse par accélération (AMS) adaptée aux actinides, grâce à une collaboration fructueuse avec le laboratoire de physique des faisceaux d'ions de l'ETHZ.

Méthodes

Les méthodes d'analyses du plutonium et de l'américium dans les différents compartiments de l'environnement sont décrites en détail dans la référence [5].

Résultats et discussion

Le tableau 1 présente les résultats des mesures des sols échantillonnés sur l'ensemble du territoire suisse, avec une focalisation sur les sites aux environs des centrales nucléaires suisses. En plaine, les activités en Pu ne dépassent pas 170 mBq/kg de sol sec. La mesure du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et du rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ permet de déterminer l'origine de la contamination par comparaison avec les mêmes rapports de différentes

Tableau 1:

Activités (Bq/kg de matière sèche MS) en plutonium et américium dans les échantillons de sol (0 - 5 cm) collectés sur le territoire suisse en 2016 (incertitudes à 95%).

Lieu	$^{239+240}\text{Pu}$ Bq/kg MS	^{238}Pu Bq/kg MS	^{241}Am Bq/kg MS	$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$
Beznau	0.124 ± 0.013	< 0.004	0.059 ± 0.007	0.47 ± 0.08	< 0.032
Cadenazzo	0.084 ± 0.008	< 0.003	0.031 ± 0.004	0.37 ± 0.06	< 0.035
CERN (Meyrin)	0.100 ± 0.009	< 0.003	0.041 ± 0.006	0.40 ± 0.07	< 0.030
Gösgen (Däniken)	0.168 ± 0.014	< 0.005	0.071 ± 0.009	0.43 ± 0.06	< 0.029
Güttingen	0.093 ± 0.009	< 0.003	0.038 ± 0.004	0.41 ± 0.06	< 0.032
Leibstadt	0.141 ± 0.011	< 0.004	0.069 ± 0.008	0.48 ± 0.08	< 0.028
Mühleberg	0.083 ± 0.011	< 0.003	0.037 ± 0.006	0.44 ± 0.06	< 0.036
Posieux	0.108 ± 0.013	< 0.003	0.047 ± 0.005	0.44 ± 0.07	< 0.027
Villigen (PSI)	0.112 ± 0.014	< 0.003	0.042 ± 0.006	0.38 ± 0.07	< 0.027
Würenlingen (ZWILAG)	0.125 ± 0.014	< 0.004	0.049 ± 0.006	0.39 ± 0.07	< 0.032
Caslano	0.071 ± 0.007	< 0.003	0.034 ± 0.004	0.47 ± 0.08	< 0.042
Stabio	0.408 ± 0.025	0.0138 ± 0.0005	0.179 ± 0.012	0.44 ± 0.04	0.034 ± 0.002
moyenne				0.43 ± 0.03	

sources potentielles. Ainsi, ces rapports sont proches de 0.03 pour $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et de 0.4 pour $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ si la contamination a pour origine les retombées des essais nucléaires. Le combustible irradié d'une centrale nucléaire montre en général des rapports $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ supérieurs à 1. Dans ce travail, la plupart des mesures de ^{238}Pu sont restées en dessous de la limite de détection, à l'exception d'un site plus contaminé par la déposition des essais d'armes atomiques des

Tableau 2:

Activités (nBq/m³) en Pu et Am des filtres à air de grands volumes collectés d'octobre 2015 à septembre 2016 en Suisse. Les filtres hebdomadaires sont rassemblés pour former un échantillon annuel pour les mesures de plutonium et d'américium, ou dans le cas de Liebefeld, un échantillon semestriel (incertitudes à 95%).

Lieu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu nBq/m ³	²³⁸ Pu nBq/m ³	²⁴¹ Am nBq/m ³	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Leibstadt	0.39 ± 0.16	< 0.05	0.23 ± 0.10	0.59 ± 0.34	< LD
Mühleberg	0.54 ± 0.20	< 0.05	0.20 ± 0.06	0.37 ± 0.14	< LD
Klingnau	0.47 ± 0.09	< 0.05	0.41 ± 0.07	0.88 ± 0.23	< LD
Posieux	1.35 ± 0.15	< 0.05	0.67 ± 0.02	0.50 ± 0.06	< LD
Liebefeld (semestre 1)	1.03 ± 0.22	< 0.05	0.41 ± 0.09	0.40 ± 0.12	< LD
Liebefeld (semestre 2)	0.83 ± 0.12	< 0.05	0.36 ± 0.07	0.43 ± 0.10	< LD
moyenne				0.53 ± 0.17	

années soixante (Stabio). En conséquence, pour les mesures à venir, nous allons doubler la quantité de l'aliquote de l'échantillon, afin de pouvoir quantifier l'activité en ²³⁸Pu, dont le rapport avec les isotopes ²³⁹⁺²⁴⁰ de Pu permet de déterminer l'origine de la contamination. Toutefois, la moyenne calculée en bas de tableau pour le rapport ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu montre que l'origine du Pu et Am mesurés dans ce travail est bien les retombées des essais nucléaires pour tous les sites étudiés, avec un rapport moyen de 0.43 ± 0.06 (n=12, k=2). Les activités sont inférieures à 0.5 Bq/kg pour l'ensemble des mesures avec moitié moins d'activité en ²⁴¹Am par rapport à ²³⁹⁺²⁴⁰Pu.

Les activités des filtres à air, autant aux abords des centrales nucléaires que des sites de référence (Posieux et Liebefeld), sont inférieures à 1.5 nBq/m³ pour le ²³⁹⁺²⁴⁰Pu et à peine supérieures à 0.6 nBq/m³ pour ²⁴¹Am (Tableau 2). Malgré ces faibles activités, les méthodes utilisées permettent une détermination assez précise de ces valeurs (incertitudes <50%). Ce résultat est obtenu grâce à l'utilisation de collecteurs d'aérosols à haut débit par l'OFSP, avec un volume d'air d'au moins 500'000 m³/an par analyse. Malgré cela, la mesure de ²³⁸Pu est restée systématiquement au-dessous de la limite de détection car cet isotope représente à peine 3% de l'activité totale en Pu si l'origine de la contamination est uniquement les retombées des essais nucléaires des années soixante. En absence d'un rejet accidentel de radioactivité dans l'atmosphère, l'activité de l'air mesurée dans ce travail représente l'activité des particules de sol très fines remises en suspension par l'érosion et le vent et accumulées sur les filtres à air. Les activités exprimées en nBq/m³ pour le Pu et l'Am sont ainsi légèrement inférieures à celles mesurées en 2015 car l'année 2016 a été significativement plus pluvieuse que 2015, et totalement dépourvue de périodes très chaudes et sèches (à l'exception du mois de décembre 2016 qui se situe hors de la période de collecte considérée), contrairement à 2015. Ainsi, les mesures semestrielles effectuées sur le site de Liebefeld montrent des activités identiques dans les limites des incertitudes pour les deux semestres, alors que 2015 avait résulté en un doublement de l'activité pour le semestre de la saison sèche qui s'étalait de juin à novembre, par rapport au premier semestre. Le rapport moyen ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu de 0.53 ± 0.17 (n=6, k=2) indique également que la contamination est due à la resuspension de la contamination issue des essais atmosphériques d'armes atomiques réalisés durant les années soixante.

Les activités des eaux de pluie et de rivière sont présentées dans le tableau 3. En absence de rejet accidentel de radioactivité dans l'atmosphère, l'activité des eaux de pluie représente l'activité des particules de sol resuspendues dans l'air et redéposées au sol par la pluie. Comme l'année précédente, ces activités sont restées au-dessous de la limite de détection, autant pour Pu que pour Am. Par contre, les activités en Pu et Am des eaux de rivière sont parfois mesurables au-dessus de la limite de détection; ces activités sont toutefois restées au-dessous de 6 mBq/m³. De plus, l'activité du ²³⁸Pu est restée inférieure à la limite de détection dans tous les cas. Dans une rivière du plateau suisse, Pu peut être présent sous forme de complexes carbonatés et de complexes associés à la matière organique dissoute. A partir d'un pH neutre, l'hydrolyse est aussi une réaction importante, produisant Pu(OH)₄ insoluble qui s'adsorbe fortement aux colloïdes organiques ou minéraux. Dans ce travail, la fraction analysée est la fraction filtrée à 0.45 µm par une membrane de filtration lors du prélèvement. Cette fraction peut contenir des radioéléments associés à des colloïdes organiques ou minéraux ou encore des radioéléments sous forme de complexes de faible poids moléculaires. De la distribution de ces espèces dans l'eau va dépendre sa biodisponibilité pour les espèces aquatiques comme les plantes ou les poissons.

Tableau 3:

Activités (mBq/m³) en plutonium et américium des eaux collectées en Suisse en 2016 (incertitudes à 95% / LD=0.1 mBq/m³).

Type	Lieu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu mBq/m ³	²³⁸ Pu mBq/m ³	²⁴¹ Am mBq/m ³	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Eau de pluie	Mühleberg	< 0.8	< 0.8	< 0.2	< LD	< LD
	Leibstadt	< 0.5	< 0.5	< 0.1	< LD	< LD
	Posieux	< 0.3	< 0.3	< 0.2	< LD	< LD
Eau de rivière	Rhône (GE)	1.8 ± 0.5	< 0.5	< 0.6	< LD	< LD
	Aar (Hagneck), juin	5.3 ± 1.9	< 3	< 6	< LD	< LD
	Aar (Klingnau), juin	<22	< 22	p.a.	< LD	< LD
	Rhin (Pratteln), juin	4.7 ± 3.0	< 5	p.a.	< LD	< LD
Eau sou- teraine	Aarberg	3.0 ± 1.4	< 4	< 20	< LD	< LD
	Döttingen	< 50	< 50	5.8 ± 1.5	< LD	< LD
	Pratteln	3.9 ± 2.0	< 5	3.2 ± 1.4	0.8 ± 0.5	< LD
Eau de rivière	Venoge (réf. 4) Filtrée 0.45 µmCDGT	0.43- 3.4 1.5				
	Noiraigue (réf. 4) Filtrée 0.45 µmCDGT	0.39- 3.4 1.3				

p.a: problème lors de l'analyse

Tableau 4:

Activités (mBq/kg Matières Sèches - MS) en plutonium et américium de différents échantillons aquatiques prélevés en 2016 en aval des centrales nucléaires suisses (incertitudes à 95%, LD= 1 mBq/kg).

Type	Lieu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu mBq/kg MS	²³⁸ Pu mBq/kg MS	²⁴¹ Am mBq/kg MS	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Plantes aquatiques	Aar (Hagneck)	121 ± 45	< 4	< 36	< 0.30	< LD
	Aar (Klingnau)	84 ± 25	< 3	< 26	< 0.31	< LD
	Rhin (Pratteln)	95 ± 35	< 3	< 38	< 0.4	< LD
Sédiments	Aar (Hagneck), juin	22.4 ± 6.1	< 1	9.6 ± 3.2	0.43 ± 0.18	< LD
	Aar (Klingnau), juin	57.0 ± 10.6	< 1	24.5 ± 5.4	0.43 ± 0.12	< LD
	Rhin (Pratteln), juin	29.8 ± 8.2	< 1	12.9 ± 2.9	0.43 ± 0.15	< LD
Poissons	Rhin (Dogern)	< 2	< 2	< 2	< LD	< LD
	Aar (Döttingen)	< 8	< 8	< 4	< LD	< LD
	Rhin (Leibstadt)	< 3	< 3	< 2	< LD	< LD
	Aar (Beznau)	< 10	< 10	4.8 ± 0.1	< LD	< LD
	Aar (Mühleberg)	< 10	< 10	< 4	< LD	< LD

Dans une étude récente des rivières du karst jurassien [3-4], nous avons montré que la concentration en plutonium mesurée par DGT(CDGT) était équivalente à la concentration en plutonium mesurée dans des échantillons filtrés à 0.45 µm dans la source minérale de la Venoge, indiquant que le plutonium était sous une forme libre ou très labile dans cet environnement. Ces mesures, réalisées par spectrométrie de masse par accélération (AMS) à l'ETHZ, ont données des valeurs entre 0.43 et 3.4 mBq/m³ dans les échantillons filtrés à 0.45 µm, pour une moyenne à 1.35 mBq/m³ (n = 10). Ces activités dépendaient fortement du régime de la rivière. La concentration moyenne intégrée mesurée par DGT était de 1.5 mBq/m³ (n = 8). CDGT représente donc une valeur moyenne plus réaliste que les valeurs mesurées ponctuellement, grâce à l'effet intégratif du prélèvement DGT (entre deux et trois semaines). Les mesures effectuées dans la fraction filtrée à 0.45 µm des eaux de la Noiraigue, qui contiennent jusqu'à 20 ppm de matière organique dissoute, donnent des résultats entre 0.39 et 3.4 mBq/m³, pour une moyenne à 2.1 mBq/m³ (n = 4), soit des valeurs comparables à celles de la Venoge. Toutefois, les mesures DGT donnent une valeur moyenne CDGT de 1.3 mBq/l (n = 3), soit seulement 60% de la valeur moyenne des échantillons filtrés. Cette observation est à mettre en relation avec la présence

de matière organique, qui va former des complexes avec le Pu. Bien que labiles [3], ces complexes vont diffuser moins rapidement que les ions libres à travers le gel du système DGT, montrant ainsi une biodisponibilité moindre. D'une manière générale, les activités mesurées par AMS dans les eaux de la Venoge et de la Noiraigue sont très proches des activités mesurées par spectrométrie alpha dans ce travail (voir Tableau 3).

Les rivières étudiées dans ce travail sont toutes fortement carbonatées et on peut s'attendre à trouver Pu sous forme de complexes carbonatés, ou alors associés à la matière organique dans des complexes relativement labiles, comme dans les deux rivières étudiées ci-dessus. Dans ce cas de figure, le mécanisme d'enrichissement en Pu par les plantes aquatiques consiste en un dépôt de carbonate de Ca enrichi en Pu [4]. On constate en effet que les activités en Pu des plantes aquatiques, très similaires à celles mesurées l'année précédente, sont supérieures à celles des poissons pour lesquels aucune activité supérieure à la limite de détection n'a été mise en évidence (Tableau 4). Am n'est malheureusement pas mesurable au-dessus de la limite de détection dans les plantes aquatiques car les quantités reçues par notre laboratoire étaient cette année très inférieures à l'année précédente (4 fois moins en moyenne). Il a par contre été décelé dans un poisson. Le fait que Pu soit mesurable au-dessus de la limite de détection dans les plantes aquatiques est dû en partie à son activité double de celle de l'Am (pour des retombées des essais nucléaires) mais probablement aussi à sa biodisponibilité probablement supérieure et à sa capacité à former un complexe carbonaté. Pour confirmer cette hypothèse, il faudra augmenter significativement la quantité lors du prélèvement de poissons et de plantes aquatiques dans le futur pour être en mesure de dépasser les limites de détection pour ces deux radioéléments. Les sédiments montrent des activités très semblables à celles de l'année précédente, avec également un rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.43, compatible avec celui des retombées des essais nucléaires atmosphériques.

Conclusions

Les mesures de Pu et Am effectuées dans ce travail ont montré la persistance, à un niveau d'activité très faible ($< 0.5 \text{ Bq/kg}$) de Pu et Am dans les sols de Suisse. Cette activité est bien fixée dans le sol et résulte des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années soixante. En conséquence, les activités en Pu et Am des filtres à air n'ont jamais dépassé 1.4 nBq/m^3 , dans un rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ identique par rapport au sol dans les limites des incertitudes de mesures. Ces activités sont négligeables en termes de santé publique. Les mesures dans les eaux de pluies sont restées inférieures à la limite de détection, autant pour Pu que pour Am. Ces mesures permettent de conclure à l'absence de rejet de radioactivité alpha dans l'atmosphère.

Les mesures dans les sédiments en aval des centrales nucléaires n'ont pas montré de marquage propre aux rejets de centrales; l'activité provient également des retombées des essais nucléaires. Les plantes aquatiques montrent une activité en Pu compatible avec la présence de dépôt carbonaté enrichi en Pu sur la surface des feuilles et/ou avec le dépôt de particules de sédiments sur la surface des feuilles.

Enfin, la technique DGT appliquée au plutonium dans une étude distincte de celle-ci apporte des avantages certains dans la mesure intégrée de l'activité lors du prélèvement, réalisé sur deux ou trois semaines, ainsi que des informations cruciales sur la spéciation du plutonium, notamment de son interaction avec la matière organique dissoute.

Remerciements

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

Références

- [1] Cusnir et al. A DGT Technique for Plutonium Bioavailability Measurements. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48, 10829–10834.
- [2] Cusnir et al. Speciation and Bioavailability Measurements of Environmental Plutonium Using Diffusion in Thin Films. *JoVE-J. Visual. Exp.* 2015, e-53188.
- [3] Cusnir et al. Probing the kinetic parameters of Pu-NOM interactions in freshwaters using the DGT technique. *Environ. Sci. Technol.* 2016, 103, 5103–5110.
- [4] Cusnir et al. Evidence of plutonium bioavailability in pristine freshwaters of a karst system of the Swiss Jura Mountains. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2017, 206, 30–37.
- [5] Luisier et al. A new method for the determination of plutonium and americium using high pressure microwave digestion and alpha-spectrometry or ICP-SMS. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2009, 281, 425–432.

Interview avec le Dr. Pascal Froidevaux, Chef du groupe radioécologie à l'institut de Radiophysique IRA), CHUV, Lausanne

OFSP: Pour quel organisme travaillez-vous ?

Je travaille à l'institut de radiophysique du CHUV, à Lausanne, et dirige le groupe de radioécologie de l'IRA depuis 2002.

OFSP: Quels sont vos domaines d'expertise ?

Je suis un chimiste (radio)-analyticien et j'ai développé au cours du temps, également des compétences dans le domaine de la contamination de l'environnement, de la chaîne alimentaire et de l'homme par des éléments radioactifs, notamment le Sr-90 et le plutonium.

OFSP: De quel(s) chapitre(s) du rapport annuel êtes-vous contributeur ?

Le groupe de radioécologie de l'IRA rédige les chapitres «Radioactivité du sol et de l'herbe», «Plutonium et Américium dans l'environnement» et « Mesures de ^{90}Sr , de ^{210}Po et de ^{226}Ra dans les vertèbres et de ^{90}Sr dans les dents de lait». Nous participons également au rapport radioactivité dans l'alimentation, principalement par la mesure d'échantillons de lait, de blé, de légumes, de fruits et de poissons.

OFSP: A combien de rapports annuels de l'environnement avez-vous contribué ?

En 2018, je franchirai le cap des 20 rapports annuels.

OFSP: Actif dans le domaine depuis 1998. Quelles évolutions avez-vous constaté depuis vos débuts dans la surveillance de la radioactivité ?

Il y a eu des changements importants dans le domaine de la surveillance de l'environnement en 20 ans. Le plan de prélèvement national, par exemple, a glissé d'une structure de prélèvement large, englobant l'ensemble du pays et issue de la menace nucléaire militaire, pour se centrer sur la surveillance du nucléaire civil, avec des sites de prélèvement sur lesquels tous les compartiments de l'environnement sont échantillonnés et un nombre plus important de radioéléments mesurés. Ceci permet à la fois une surveillance accrue et une meilleure compréhension des mécanismes de transfert de la radioactivité dans l'environnement et la chaîne alimentaire.

D'une manière générale, notre rôle a évolué à partir de notre capacité à effectuer des mesures précises et de qualité pour inclure également la capacité à interpréter ces mesures et à comprendre mieux les interactions entre les radioéléments et l'environnement. En ce qui concerne un de mes centres d'intérêts, cela peut aller jusqu'à la détermination de certains paramètres de l'interaction entre le plutonium et la matière organique dissoute dans les milieux aquatiques, par exemple.

OFSP: Quelles évolutions avez-vous constaté depuis vos débuts sur les niveaux de radioactivité dans l'environnement ?

Durant mes 20 ans d'activité dans ce domaine, j'ai pu constater une baisse constante de la radioactivité environnementale, de la chaîne alimentaire et de l'homme pour certains radioéléments de fission, comme le ^{90}Sr , issu presque exclusivement en Suisse des retombées radioactives des essais nucléaires des années soixante. Cette observation vaut aussi pour le ^{137}Cs , dont une proportion importante, notamment au Tessin, provient de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl. Nos mesures à long terme de ^{90}Sr dans le sol, l'herbe, le lait, le blé, les vertèbres humaines et les dents de lait montrent que, tous les 12 ans, ce radioélément voit son activité diminuer de moitié depuis l'interdiction des essais atmosphériques (1963).

Nous avons également mis en évidence que le plutonium, incorporé dans l'organisme humain, principalement les os et le foie, par la population suisse durant la période des essais nucléaires atmosphériques (1955 - 1963), met plus de 40 ans pour que son activité diminue de moitié dans les vertèbres. On voit alors tout l'intérêt de surveiller attentivement ce radioélément, qui est produit en quantités importantes dans les centrales nucléaires.

... et pour terminer quelles évolutions sur les technologies de mesure ?

Les technologies de radiochimie et de mesure des radioéléments ont fortement évolué en 20 ans. Ces évolutions ont permis d'augmenter de manière importante le nombre d'analyses effectuées par notre laboratoire, ainsi que le type de compartiments environnementaux pouvant être analysés au-delà des limites de détection, précédemment insurpassables. La mise en solution des échantillons a énormément bénéficié de l'arrivée sur le marché de digesteurs micro-ondes sous pression de grand volume (jusqu'à 250 ml par échantillon). J'ai vu également arriver les techniques sélectives d'extraction en phase solide permettant par exemple la séparation séquentielle de Pu, Am, U et Th sur un même aliquote d'échantillon, mettant fin à la mesure d'alpha total pour se concentrer sur chaque radioélément. Dans ce domaine, notre laboratoire a mis au point une résine spécifique à l'analyse de ^{90}Sr en se basant sur des techniques nouvelles d'imprégnation d'ions dans des polymères, ce qui a conduit au doublement de nos capacités d'analyses pour ce radioélément.

Au niveau de la mesure proprement dite, c'est clairement le développement de la spectrométrie de masse dans la mesure des actinides, y compris la spectrométrie de masse par accélération, qui a bouleversé le domaine de la radioécologie. La plupart de nos travaux récents sur le plutonium n'aurait pas vu le jour sans le développement de ces techniques. Concernant les mesures radiométriques, le développement de spectromètres γ portables incluant un refroidissement électrique a libéré la spectrométrie de mesure sur site du fardeau et des limitations de l'apport en azote liquide. Les spectrométries α et γ et les mesures par comptage proportionnel ont bénéficié du développement de programmes orientés selon les normes d'un système qualité ; ainsi la gestion des étalonnages et du suivi des détecteurs, ainsi que la gestion des échantillons selon des procédures spécifiques préenregistrées et l'introduction de certificats pour les sources de contrôles des détecteurs par ces programmes facilitent grandement la tâche d'un laboratoire d'analyses de radioactivité accrédité.

Chapitre / Kapitel 8

Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions

8.1

Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

F. Cartier, R. Habegger, A. Leupin

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2016 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB1 und KKB 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul Scherrer Institut (PSI) und das am gleichen Standort gelegene Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben und der Direktstrahlung aus der jeweiligen Anlage errechnete Strahlenexposition liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene, zehnjährige Kinder und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr

Emissionen aus den Kernanlagen Ergebnisse 2016

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in der Figur 1a für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Figur 1b enthält eine Aufschlüsselung der Abgaben der Kernkraftwerke nach Monat für die limitierten radioaktiven Abgaben. Tabelle 1 zeigt die in den Kernkraftwerken und im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen gemäss ENSI-Richtlinie G14 errechneten Personendosen für Erwachsene, 10-jährige Kinder und Kleinkinder in der Umgebung der betreffenden Anlage im Jahr 2016. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 3a, mit der Abluft in den Tabellen 3b und 3c aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen. Figur 2 zeigt für die vier schweizerischen Kernkraftwerke den Verlauf der in der Umgebung berechneten Dosen für die meistbetroffenen Personen (nur Erwachsene) über die letzten 20 Jahre.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitabgabelimite eingehalten. Zur Überprüfung der Messverfahren der Kernanlagen hat das ENSI an rund 180 Proben eigene gammaspektrometrische Messungen durchgeführt (inkl. Teilnahme an Ringvergleichen zur Sicherstellung der eigenen Messqualität). Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben aus den Anlagen stichprobenweise analysiert. Die

Ergebnisse zeigen, dass die Abgabereglemente eingehalten werden.

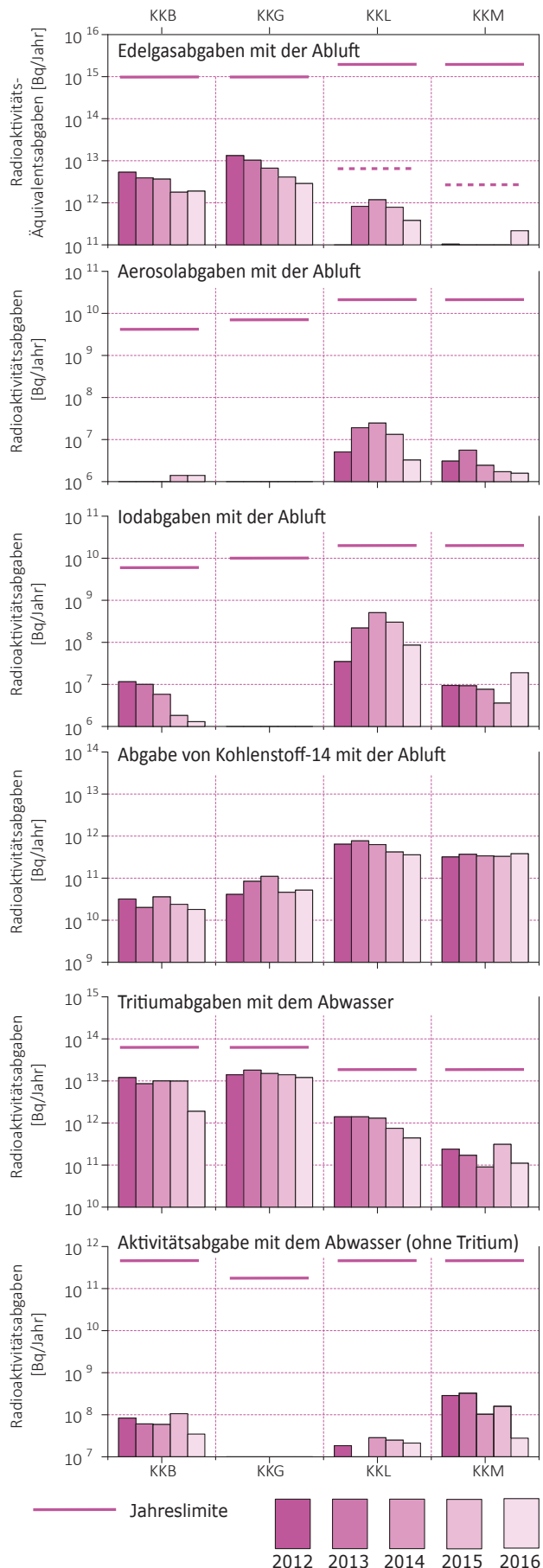
Bei der monatlichen Aufschlüsselung der radioaktiven Abgaben aus den Werken (vgl. Figur 1b) ist bei den flüssigen Abgaben beim KKG die jährlich jeweils vor dem Revisionsstillstand durchgeführte Verwerfungsaktion für tritiumhaltiges Wasser bei den Abgaben erkennbar. Solche Abgaben sind in den Druckwasserreaktoren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

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 KKB weniger als 0.001 mSv und beim KKM und KKL etwa 0.004 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2016 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.007 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern im West-Areal des Institutes. Die vom PSI und vom ENSI unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass unter ungünstigen Annahmen

Fig 1.a:
Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und mit dem Abwasser in den letzten fünf Jahren (2012 bis 2016) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten.

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



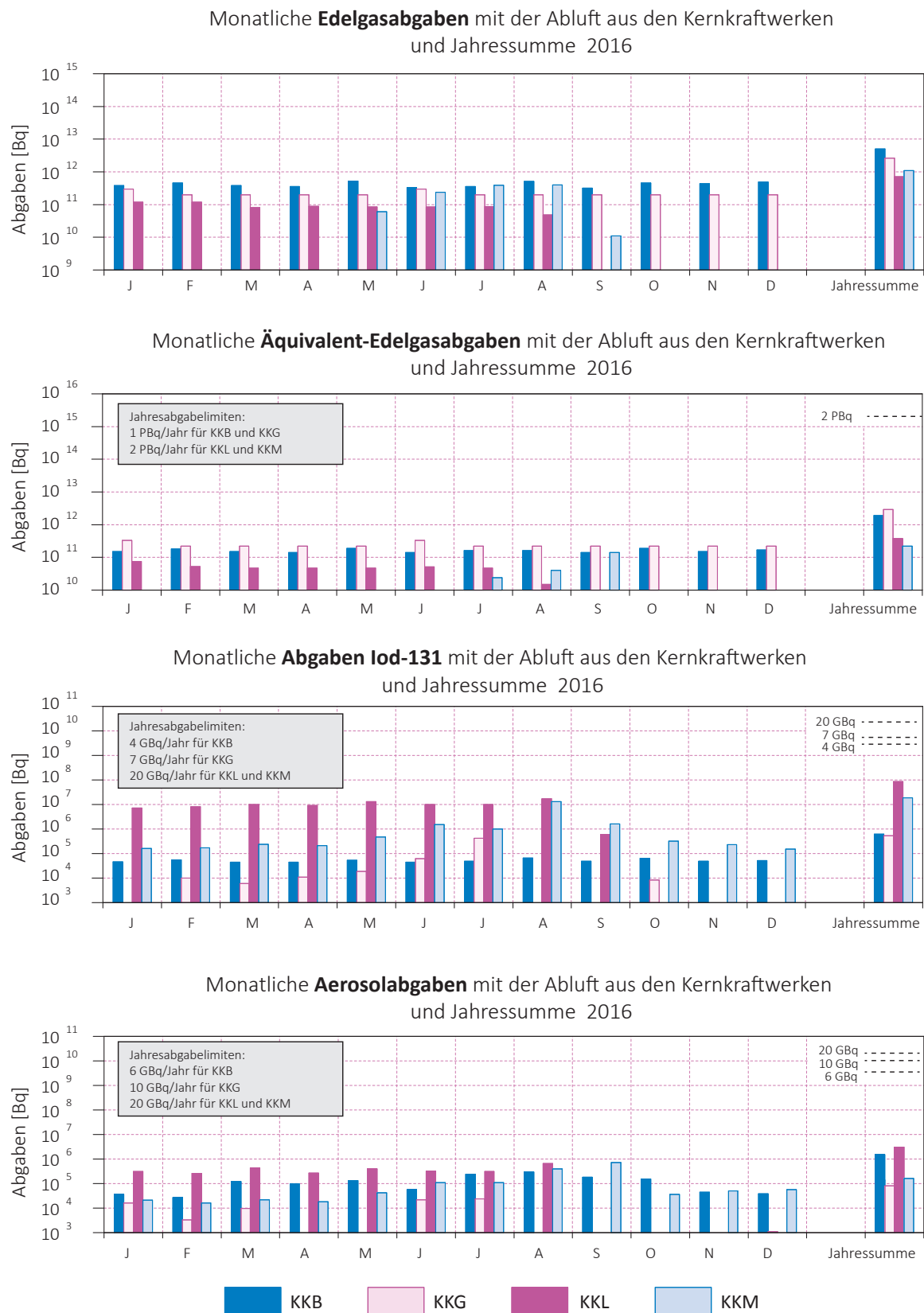


Fig 1.b (Teil 1):

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und das Abwasser im Jahr 2016 aufgeschlüsselt nach einzelnen Monaten.

8.1 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des für das PSI bewilligten Anteils von 0.15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert für den gemeinsamen Standort des PSI und des ZZL liegt. Für das ZZL beträgt der Anteil 0.05 mSv pro Jahr.

Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr Einlagerungen von 9 Transport- und Lagerbehältern mit hochaktivem Abfall aus Sellafield, von Glaskokillen mit mittelaktivem Abfall aus La Hague sowie von Brennelementen aus dem KKL. In der Konditionieranlage wurden grosse Mengen verschiedensten Materials angeliefert und konditioniert. Bei der Plasmaanlage fand 2016 eine Verbrennungskampagne im Herbst statt. Die für das Jahr 2016 bilanzierten Abgaben des ZZL sind in den Tabellen 1 und 3a bis 3c zusammengestellt. Die aufgrund der Abgaben unter ungünstigen Annahmen berechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Umgebungsbevölkerung lag unterhalb von 0.001 mSv.

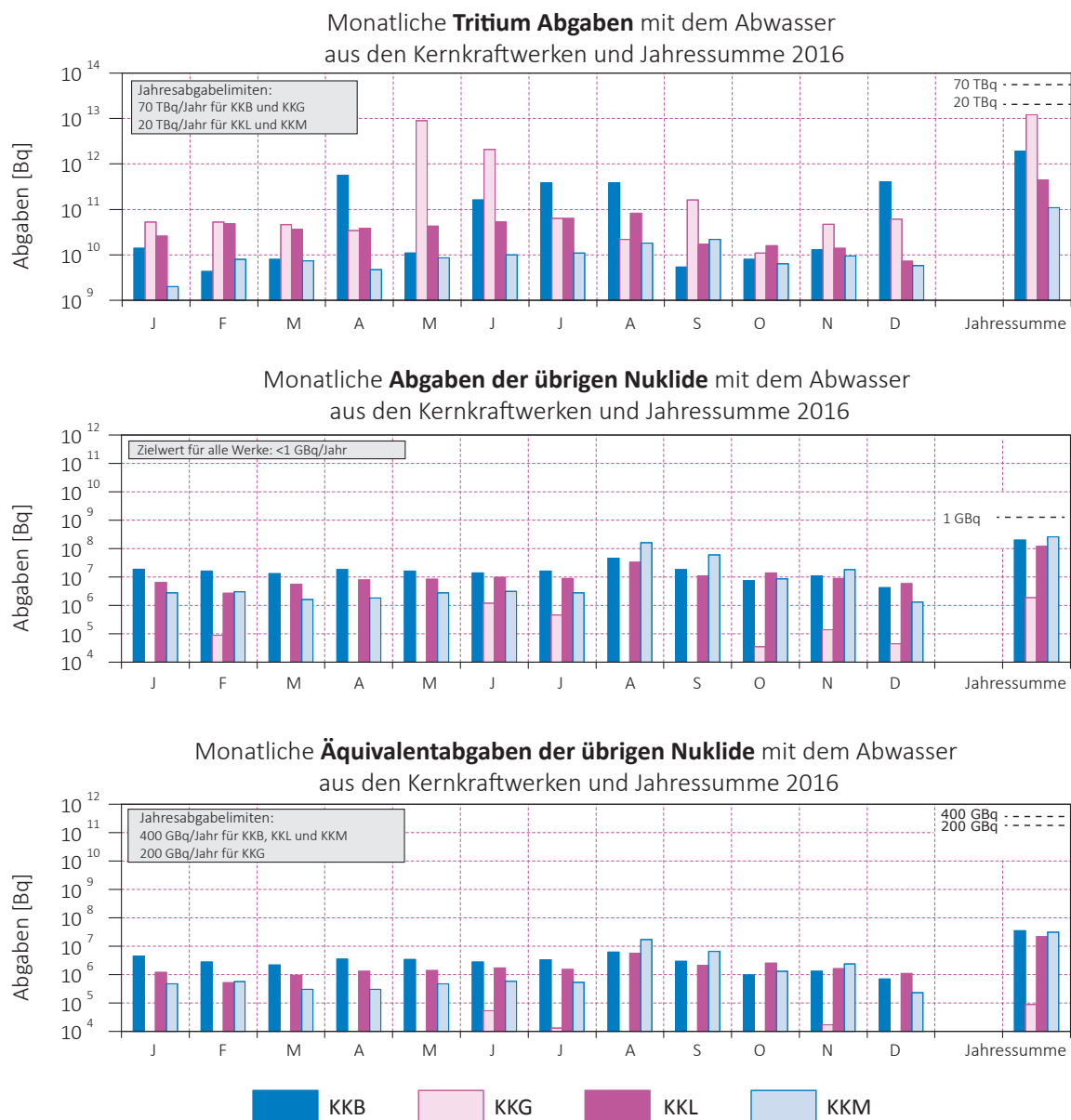
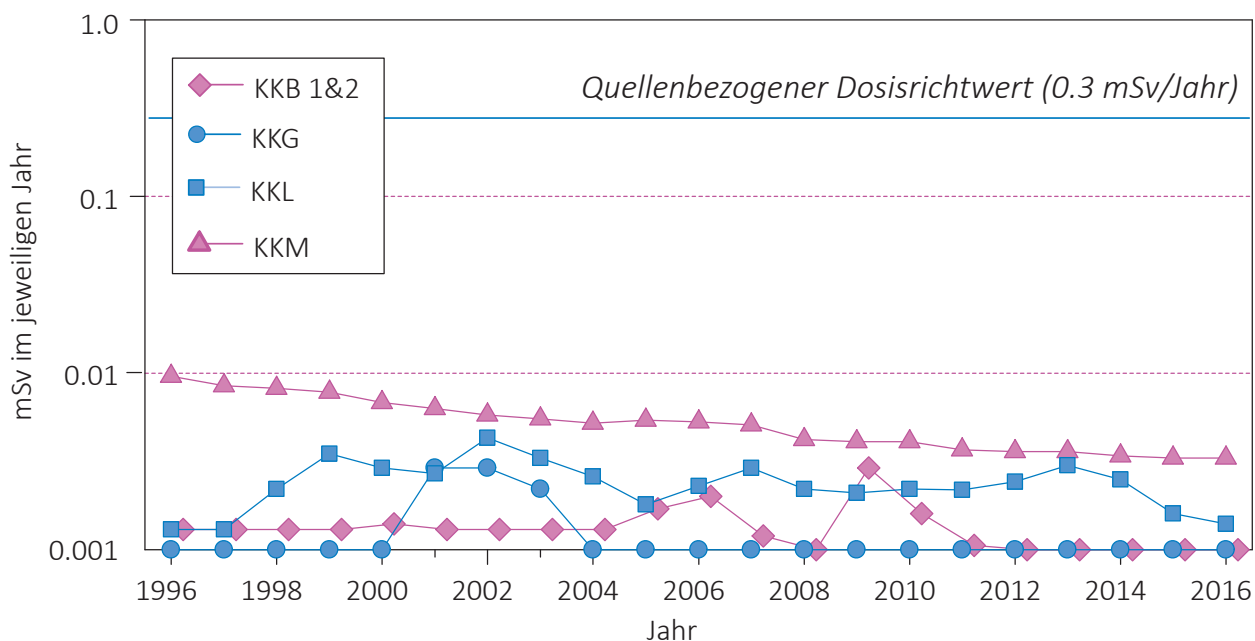


Fig 1.b (Teil 2):

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und das Abwasser im Jahr 2016 aufgeschlüsselt nach einzelnen Monaten.



Figur 2:

Berechnete Dosen für eine «meistbetroffene Person» (Erwachsene) in der Umgebung der schweizerischen KKW.

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

8.1 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2016 für die Kernkraftwerke und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten siehe Text)

Ort	Medium	Art der Abgaben ¹	Bilanzierte Abgaben ²				Berechnete Jahresdosis ³		
			Messung	Normiert ^{1,2}	Limiten ⁴	Prozent der Limite	mSv/Jahr		
			Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Bq pro Jahr		Erw.	10j Kind	1j Kind
KKB1 + KKB2	Abwasser 2'800 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2.0·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.9·10 ¹²	-	7·10 ¹³	3 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	5.0·10 ¹²	1.9·10 ¹²	1·10 ¹⁵	0.2%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.4·10 ⁶	-	6·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	6.2·10 ⁵	-	4·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	1.8·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001
KKG	Abwasser 7'575 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2.5·10 ⁶	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.2·10 ¹³	-	7·10 ¹³	17 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	<2.6·10 ¹²	<2.9·10 ¹²	1·10 ¹⁵	<0.3%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	8.0·10 ⁴	-	1·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	5.4·10 ⁵	-	7·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	5.2·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001
KKL	Abwasser 11'720 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.2·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	4.4·10 ¹¹	-	2·10 ¹³	2 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	7.1·10 ¹¹	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	3.0·10 ⁶	8.6·10 ⁷	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	8.6·10 ⁷	-	2·10 ¹⁰	0.4 %	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.6·10 ¹¹	-	-	-	0.0014	0.0018	0.003
	Dosis total						0.0014	0.0018	0.0031
KKM	Abwasser 2'583 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2.6·10 ⁹	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.1·10 ¹¹	-	2·10 ¹³	0.6%	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1.1·10 ¹²	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.5·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	0.0024	0.0022	0.0022
		Iod: ¹³¹ I	1.9·10 ⁷	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.8·10 ¹¹	-	-	-	<0.001	0.0012	0.0021
	Dosis total						0.0033	0.0035	0.0043
ZZL	Abwasser 481 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	3.9·10 ⁸	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	3.2·10 ⁹	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	β-γ-Aerosole	1.1·10 ⁵	-	1·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	1.1·10 ⁴	-	3·10 ⁷	-	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	4.7·10 ⁷	-	1·10 ¹²	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.8·10 ¹⁰	-	1·10 ¹⁴	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001

Tabelle 2:

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2016 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung (Fussnoten siehe Text).

	PSI Ost				
	Hochkamin	Saphir, Proteus	Forschungslabor	Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle	Bundeszwischenlager
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{1,2} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	-	-	-	-	-
β/γ-Aerosole, ohne Iod	2.6·10 ⁷	-	-	-	4.6·10 ⁴
α-Aerosole	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	4.3·10 ⁶	-	-	-	-
Tritium als HTO	1.2·10 ¹⁰	-	-	5.1·10 ¹⁰	6.8·10 ⁹
Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	1.2·10 ⁷	-	-	1.9·10 ⁸	1.4·10 ⁷
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:					
Erwachsene	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015
Kind 10j	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015
Kleinkinder	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert⁴	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%

	PSI West			Gesamtanlage des PSI ^{1,2}		
	Zentrale Fortluftanlagen	Injektor II	C-Labor	Abwasser 1'142 m ³	Abluft	Aequivalent-abgaben
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	6.1·10 ⁷	-	4.4·10 ⁶
Tritium	-	-	-	1.9·10 ¹¹	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	1.7·10 ¹⁴	-	-	-	1.7·10 ¹⁴	3.8·10 ¹⁴
β/γ-Aerosole, ohne Iod	1.4·10 ¹⁰	1.2·10 ⁶	1.6·10 ⁵	-	1.4·10 ¹⁰	-
α-Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	6.0·10 ⁷	-	2.1·10 ³	-	6.0·10 ⁷	1.7·10 ⁷
Tritium als HTO	1.4·10 ¹²	-	-	-	1.4·10 ¹²	-
Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kind 10j	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kleinkinder	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert⁴	4.0 %	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 5.0%	

8.1 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2016:

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

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
^3H	$1.9 \cdot 10^{12}$	$1.2 \cdot 10^{13}$	$4.4 \cdot 10^{11}$	$1.1 \cdot 10^{11}$	$1.9 \cdot 10^{11}$	$3.2 \cdot 10^9$
^7Be					$1.1 \cdot 10^7$	
^{22}Na					$8.1 \cdot 10^4$	$6.9 \cdot 10^4$
^{24}Na	$2.3 \cdot 10^6$					
^{46}Sc					$7.0 \cdot 10^3$	
^{47}Sc					$7.1 \cdot 10^5$	
^{48}Sc					$6.3 \cdot 10^3$	
^{48}V					$1.0 \cdot 10^4$	
^{51}Cr	$5.7 \cdot 10^5$			$2.0 \cdot 10^7$		
^{54}Mn	$7.7 \cdot 10^5$		$9.9 \cdot 10^6$	$5.4 \cdot 10^7$	$4.2 \cdot 10^5$	$4.7 \cdot 10^5$
^{56}Co					$1.4 \cdot 10^4$	
^{57}Co		$3.5 \cdot 10^4$			$3.1 \cdot 10^4$	
^{58}Co	$9.5 \cdot 10^6$		$1.5 \cdot 10^6$	$1.5 \cdot 10^6$	$3.5 \cdot 10^4$	
^{60}Co	$5.8 \cdot 10^7$	$7.8 \cdot 10^4$	$1.0 \cdot 10^8$	$1.0 \cdot 10^8$	$3.5 \cdot 10^4$	$7.6 \cdot 10^6$
^{65}Zn			$6.5 \cdot 10^6$	$6.5 \cdot 10^6$		
^{83}Rb					$9.8 \cdot 10^3$	
^{85}Sr					$3.9 \cdot 10^3$	
^{88}Y					$7.2 \cdot 10^3$	
^{89}Sr	$3.1 \cdot 10^5$			$4.1 \cdot 10^5$	$7.2 \cdot 10^3$	
$^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	$8.6 \cdot 10^5$			$5.0 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^6$	
^{95}Nb	$6.7 \cdot 10^4$					
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	$1.6 \cdot 10^5$	$5.2 \cdot 10^4$				
^{103}Ru	$5.0 \cdot 10^4$					
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$2.1 \cdot 10^5$			$9.4 \cdot 10^5$		
^{111}In					$1.2 \cdot 10^5$	
^{122}Sb	$7.1 \cdot 10^5$					
^{124}Sb	$1.6 \cdot 10^7$			$1.5 \cdot 10^5$	$1.1 \cdot 10^5$	
^{125}Sb	$2.3 \cdot 10^7$					$8.3 \cdot 10^6$
$^{123\text{m}}\text{Te}$	$4.8 \cdot 10^6$	$1.2 \cdot 10^6$				
^{132}Te		$6.1 \cdot 10^5$				
^{131}I			$4.8 \cdot 10^5$	$2.6 \cdot 10^6$		
^{132}I		$5.7 \cdot 10^5$				
^{134}Cs	$6.0 \cdot 10^6$			$9.6 \cdot 10^4$	$5.0 \cdot 10^4$	$1.8 \cdot 10^6$
^{137}Cs	$7.3 \cdot 10^7$		$5.0 \cdot 10^5$	$3.9 \cdot 10^6$	$1.3 \cdot 10^7$	$3.7 \cdot 10^8$
^{141}Ce			$7.0 \cdot 10^5$		$7.9 \cdot 10^3$	
^{144}Ce	$2.3 \cdot 10^5$					
^{149}Gd					$7.1 \cdot 10^4$	
^{160}Tb					$1.8 \cdot 10^4$	
^{161}Tb					$2.8 \cdot 10^4$	
^{172}Lu					$2.1 \cdot 10^4$	
^{177}Lu					$3.5 \cdot 10^7$	
^{207}Bi					$5.6 \cdot 10^3$	
α -Strahler	*)	$2.1 \cdot 10^5$	$2.4 \cdot 10^5$	$1.4 \cdot 10^4$		*)
$^{234}/^{238}\text{U}$					$1.3 \cdot 10^4$	
$^{239}/^{240}\text{Pu}$	$5.0 \cdot 10^4$					
$^{238}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$	$2.4 \cdot 10^4$					
^{242}Cm	$3.7 \cdot 10^4$					
$^{243}/^{244}\text{Cm}$	$7.3 \cdot 10^5$					

*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2015 bis und mit dem 3. Quartal 2016

Tabelle 3b:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Edelgase und Iod 2016:
Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Text).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
Gase, Edelgase						
Tritium	$3.1 \cdot 10^{11}$	$4.4 \cdot 10^{11}$	$4.4 \cdot 10^{11}$	$2.3 \cdot 10^{10}$	$1.5 \cdot 10^{12}$	$1.8 \cdot 10^{10}$
^{11}C					$2.6 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$1.8 \cdot 10^{10}$	$5.2 \cdot 10^{10}$	$3.6 \cdot 10^{11}$	$3.8 \cdot 10^{11}$	$2.2 \cdot 10^8$	$4.7 \cdot 10^7$
^{13}N					$2.7 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$1.1 \cdot 10^{14}$	
^{18}F					$8.6 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$1.3 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar					$6.8 \cdot 10^{12}$	
^{85}Kr			$2.4 \cdot 10^{10}$			
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$6.1 \cdot 10^{10}$			$9.7 \cdot 10^8$		
^{88}Kr	$1.0 \cdot 10^{11}$					
^{127}Xe					$5.1 \cdot 10^8$	
^{133}Xe	$4.1 \cdot 10^{12}$		$1.2 \cdot 10^{11}$	$9.8 \cdot 10^{11}$		
^{135}Xe	$7.5 \cdot 10^{11}$		$2.3 \cdot 10^{11}$	$1.4 \cdot 10^{10}$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$3.3 \cdot 10^{11}$	$1.5 \cdot 10^{10}$		
^{138}Xe			$3.3 \cdot 10^9$			
EG-Aequiv.				$1.0 \cdot 10^{11}$		
EG: β -total		$< 2.6 \cdot 10^{12}$				
Andere						
Iod						
^{123}I					$3.8 \cdot 10^7$	
^{124}I					$6.3 \cdot 10^5$	
^{125}I					$2.5 \cdot 10^7$	
^{126}I					$1.7 \cdot 10^5$	
^{131}I	$6.2 \cdot 10^5$	$5.4 \cdot 10^5$	$8.6 \cdot 10^7$	$1.9 \cdot 10^7$		
^{133}I	$3.5 \cdot 10^6$					

wert angegeben. Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar. Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Die Abnahme des dadurch verursachten Dosisbeitrags über die Jahre ist in der Figur 2 deutlich erkennbar. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Größenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

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

Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope nachgewiesen werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtanlage wird zudem auch ein ^{131}I -Äquivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ^{131}I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen.

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

Fussnoten zu den Tabellen 1 bis 3

[1] Bei der Art der Abgaben resp. den Bilanzierten Abgaben ist folgendes zu präzisieren:

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

Edelgase: Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m³). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in der Spalte «Messung» angegeben. Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β -total-Messung durchgeführt; für die Äquivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ^{133}Xe , 10% ^{135}Xe und 10% ^{88}Kr angenommen.

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

Aerosole: Hier ist in jedem Fall die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenz-

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

[2] Die **Messung der Abgaben** erfolgt nach den Erfordernissen der Reglemente «für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des...» jeweiligen Kernkraftwerkes resp. des ZZL oder PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden vom ENSI als nicht-relevant betrachtet und werden in der Spalte «Normiert» nicht ausgewiesen (-). Abgaben kleiner tausend Bq werden in der Tabelle 3 nicht aufgeführt.

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

[4] **Abgabelimite** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimite wurden so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) für die Kernkraftwerke unter 0.3 mSv/Jahr respektive das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) unter 0.05 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2013 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.

Tabelle 3c:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Aerosole 2016:

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

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
^{38}S					$1.9 \cdot 10^9$	
^{39}Cl					$1.1 \cdot 10^{10}$	
^{54}Mn			$1.3 \cdot 10^4$	$2.7 \cdot 10^5$		
^{57}Co		$3.3 \cdot 10^3$				
^{58}Co				$3.3 \cdot 10^5$		
^{60}Co			$9.0 \cdot 10^4$	$9.0 \cdot 10^5$	$6.5 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^3$
^{75}Se					$1.5 \cdot 10^5$	
^{77}Br					$7.0 \cdot 10^6$	
$^{80\text{m}}\text{Br}$					$3.4 \cdot 10^9$	
^{82}Br					$7.1 \cdot 10^8$	
^{89}Sr			$2.6 \cdot 10^5$			
^{90}Sr		$2.1 \cdot 10^3$				
$^{99\text{m}}\text{Tc}$					$2.6 \cdot 10^7$	
$^{110\text{m}}\text{Ag}$		$1.9 \cdot 10^4$	$2.7 \cdot 10^4$			
$^{123\text{m}}\text{Te}$		$3.5 \cdot 10^3$				
^{125}Sb						
^{131}I (Aerosol)		$3.3 \cdot 10^3$	$2.3 \cdot 10^6$	$3.6 \cdot 10^4$		
^{136}Cs		$3.3 \cdot 10^3$				
^{137}Cs				$3.5 \cdot 10^4$		$7.2 \cdot 10^5$
^{140}Ba		$2.4 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^5$			
^{140}La			$3.5 \cdot 10^5$			
^{141}Ce		$5.3 \cdot 10^3$	$6.6 \cdot 10^4$			
^{144}Ce		$1.6 \cdot 10^4$				
^{181}Re					$7.7 \cdot 10^7$	
^{182}Re					$2.2 \cdot 10^8$	
^{183}Re					$9.6 \cdot 10^6$	
^{182}Os					$3.0 \cdot 10^8$	
^{183}Os					$2.5 \cdot 10^8$	
$^{183\text{m}}\text{Os}$					$4.8 \cdot 10^8$	
^{185}Os					$2.2 \cdot 10^7$	
^{185}W					$1.3 \cdot 10^9$	
^{191}Pt					$3.5 \cdot 10^6$	
^{192}Au					$1.1 \cdot 10^9$	
^{193}Au					$1.5 \cdot 10^8$	
^{194}Au					$1.1 \cdot 10^6$	
^{192}Hg					$7.0 \cdot 10^8$	
$^{193\text{m}}\text{Hg}$					$2.5 \cdot 10^8$	
^{194}Hg					$1.1 \cdot 10^6$	$1.3 \cdot 10^2$
^{195}Hg					$4.5 \cdot 10^5$	
$^{195\text{m}}\text{Hg}$					$9.2 \cdot 10^7$	
$^{197\text{m}}\text{Hg}$					$1.2 \cdot 10^8$	
^{203}Hg					$1.3 \cdot 10^7$	
Nicht spezifizerte	$1.4 \cdot 10^6$					
α -Aerosole	$1.8 \cdot 10^3$	$5.2 \cdot 10^4$	$3.0 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^4$		$1.1 \cdot 10^4$

8.2

Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, R. Habegger, A. Leupin

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Ortsdosis, respektive die Ortsdosisleistung durch externe Strahlung werden in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI mit dem MADUK-Messnetz (siehe Kapitel 8.3), und mit passiven Dosimetern (Thermolumineszenz-Dosimeter, TLD, und Environmental Direct Ion Storage-Dosimeter, EDIS) in der Umgebung sowie am Arealzaun überwacht. Zusätzlich dazu führt das ENSI vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch. In der Umgebung der Kernanlagen wurden dabei keine signifikanten Erhöhungen der Ortsdosis festgestellt, welche durch den Betrieb der Anlagen verursacht wurde.

Ergebnisse 2016

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

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise vierteljährlich vom ENSI durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen etwa $0.08 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.22 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf dem maximalen Momentanwert am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca. 1.2 mSv (ohne natürlichen Untergrund) resultieren. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergeben für das Berichtsjahr nach Subtraktion des natürlichen Untergrundes von ca. 0.7 mSv eine Dosiserhöhung von etwa 0.8 mSv .

Am Zaun des KKL wurden bei vierteljährlichen Stichproben des ENSI während des Leistungsbetriebes Ortsdosisleistungen zwischen $0.06 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.16 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 0.9 mSv pro Jahr. Die höchste, mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.6 mSv) beträgt 0.8 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 0.3 mSv ohne natürlichen Untergrund. Im Jahr 2016 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des PSI ermittelte Wert ca. 0.22 mSv (ohne natürlichen Untergrund von ca. 0.6 mSv).

Beim KKB und KKG wurde am Zaun weder mittels TLD resp. EDIS noch bei den vierteljährlichen Stichproben des ENSI eine signifikante Erhöhung der Ortsdosis über dem natürlichen Untergrund festgestellt.

Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) konnte weder aus den stichprobenweise durchgeführten Dosisleistungsmessungen noch aufgrund der am Zaun positionierten TLD eine signifikante Erhöhung der Ortsdosisleistung festgestellt werden. Mit einem Neutronendosimeter wurde 2016 am Zaun bei der Hochaktivlagerhalle eine geringe Erhöhung der Neutronendosis von 0.065 mSv 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 im Berichtsjahr von allen Anlagen eingehalten.

8.3 MADUK

Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke

F. Cartier, B. Bucher, R. Habegger

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

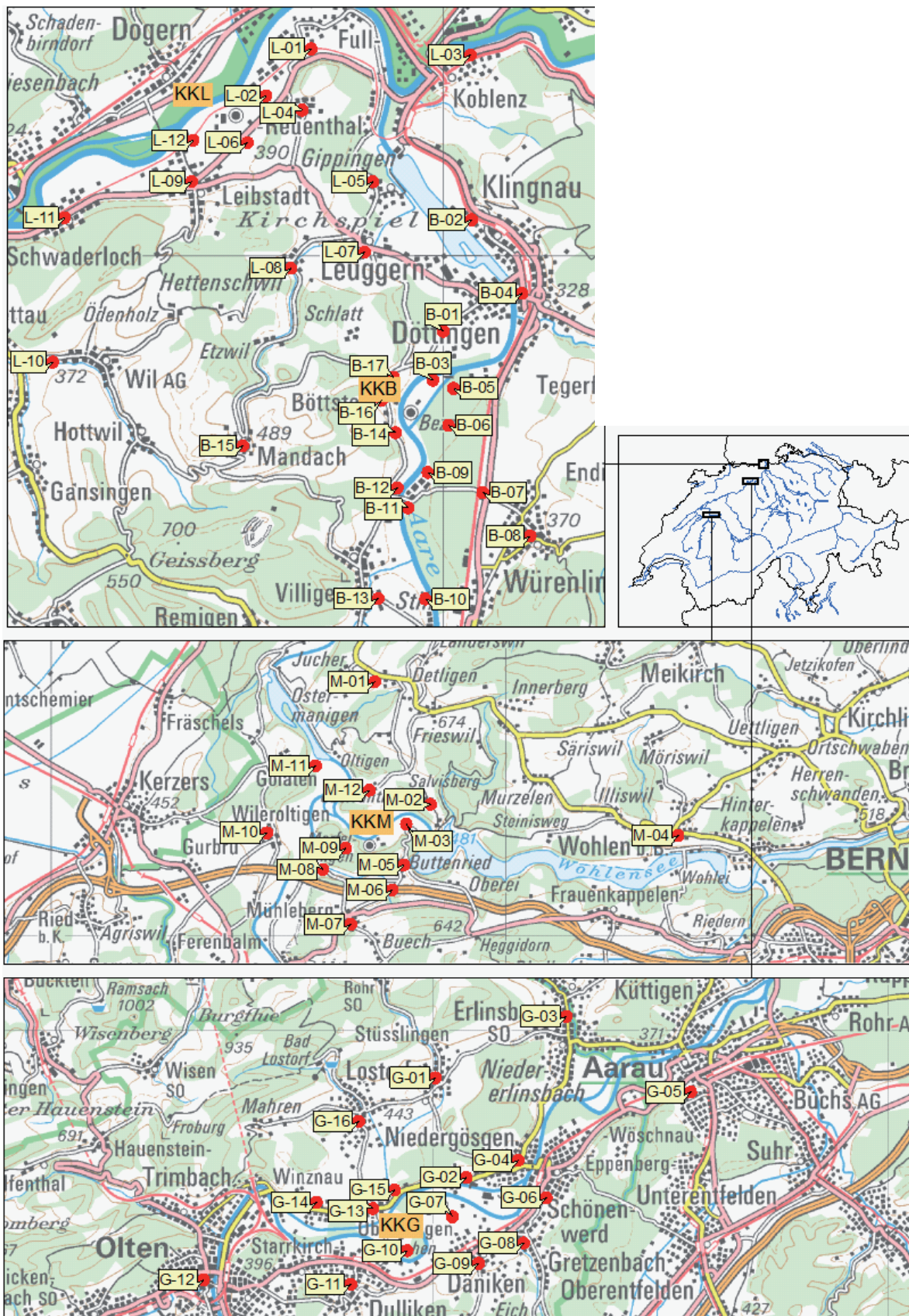
Das MADUK-System (Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke) inklusive der Einrichtungen zur Übernahme von Anlageparametern (ANPA) und Kaminemissionswerten aus den Kernkraftwerken wurde im Laufe des Jahres 1993 aufgebaut und ab Frühling 1994 in den operationellen 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 und bei der Einschätzung der möglichen Massnahmen. Zudem trägt MADUK mit einem schnellen Datenaustausch zur erfolgreichen Zusammenarbeit mit den involvierten Behörden bei.

Die Messwerte im Jahr 2016 lagen im üblichen Rahmen wie in früheren Jahren. Alle registrierten Erhöhungen waren auf Washout-Effekte natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Es wurden keine Dosisleistungserhöhungen festgestellt, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückgeführt werden konnten.

Übersicht

Das MADUK-Netz zur Messung der Dosisleistungen besteht aus insgesamt 57 Immissionsmessstationen in der Umgebung der vier Kernkraftwerke. Die Messsonden des MADUK-Systems komplettieren und ergänzen das gesamtschweizerische NADAM-Messnetz zur Radioaktivitätsüberwachung (siehe Kapitel 3.2). Die Geiger-Müller-Zählrohre in den Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohre) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). Die MADUK-Zentrale des ENSI verarbeitet und archiviert die Daten, sorgt im Bedarfsfall für eine sofortige Alarmierung der ENSI-Notfallorganisation und sichert die Daten langfristig. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit externen und internen Partnern: Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg sowie die Systeme ADAM und JRODOS/LASAT im ENSI. Die Figur 1 zeigt die Standorte der Messsonden in der Umgebung der Kernkraftwerke.

Die Daten von MADUK können mittels einer speziellen Software auf bestimmten Windows-Arbeitsplatzrechnern im ENSI und in den Kernkraftwerken visualisiert werden. Auf der Internetseite www.ensi.ch unter Notfall-schutz/Messwerte Radioaktivität sind alle seit 1994 archivierten Tages-, Stunden- und Zehnminutenmittelwerte der MADUK Stationen abrufbar.



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

Systeminstandhaltung und -ergänzung

Im Jahr 2016 wurde die Hardware der zentralen Server ersetzt und Betriebs- sowie Datenbanksystem auf den aktuellen Stand gebracht. Ein Teil der Zentrale wurde im Ausweichstandort bei der Nationalen Alarmzentrale installiert. Damit kann das MADUK-System auch von diesem Ausweichstandort aus betrieben werden.

Die Treiber wurden so ergänzt, dass mit denselben Treibern parallel zum operativen System ein Simulationssystem für Übungen betrieben werden kann. Die Bedienoberfläche wurde dahingehend ergänzt, dass bei Übungen mit simulierten Daten die Darstellungen und Ausgaben entsprechend gekennzeichnet werden können.

Systemverfügbarkeit und Störungen

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

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Störungen an den MADUK-Messstationen mit Störungsdauer, permanentem Datenverlust und Ursache der Störung. Reine Kommunikationsstörungen, die zu keinem permanenten Datenverlust führten, sind in der Tabelle 1 nicht aufgeführt.

Die Stationselektronik lief auch im 2016 grösstenteils zuverlässig. Es wurden jedoch vermehrt blockierte Datenlogger nach kurzen Unterbrüchen in der Kommunikation bzw. durch fehlende Einträge in der lokalen Datenbank des Datenloggers festgestellt.

2016 waren wiederum diverse Kommunikationsunterbrüche zu den Messstationen zu verzeichnen, deren Ursachen nicht immer festgestellt werden konnten. Insgesamt hat sich die Situation nach 2015 wieder verbessert. Eine Unzulänglichkeit beim Serviceprovider verursachte den grössten Ausfall von insgesamt 279.3 Stunden verteilt auf 11 Stationen. Ohne Rücksprache wurden die Leitungen zu diesen Stationen ab-

gehängt. Eine unangekündigte Migration des Anschlusses der Station L-08 führte zu einem Kommunikationsunterbruch von 49.5 Stunden. Bei der Station M-10 verursachte ein defektes Netzteil einen Kommunikationsunterbruch von 87.2 Stunden. Ein Befall des Stationskastens mit Ameisen führte bei der Station B-14 zu einem Kommunikationsunterbruch von 50.3 Stunden. Sporadische Kommunikationsunterbrüche von insgesamt 55.2 Stunden mit unbekannter Ursache waren bei der Station B-01 zu verzeichnen. Bei allen Kommunikationsstörungen konnten die Daten nachträglich lückenlos archiviert werden.

Im Berichtsjahr lag die gemäss Managementhandbuch des ENSI bestimmte Systemverfügbarkeit

Tabelle 1:

Auflistung der Störungen bei den MADUK-Messstationen.

Station	Störungsdauer [h]	Permanenter Datenverlust [h]	Ursache
B-15	6.3	6.3	Blockierter Datenlogger
G-07	153.3	153.3	Korrupte lokale Datenbank des Datenloggers
G-07	4.7	4.7	Blockierter Datenlogger
G-12	11.0	11.0	Blockierter Datenlogger
L-09	14.7	14.7	Defekte Messsonde
B-01	1.0	1.0	Blockierter Datenlogger
L-09	49.0	49.0	Keine Kommunikation Datenlogger zu Sonde
B-05	1.5	1.5	Blockierter Datenlogger
M-04	23.2	23.2	Blockierter Datenlogger
B-13	22.3	22.3	Defekte Messsonde
B-14	3.0	3.0	Wechsel Stationskasten
L-06	39.7	39.7	Umbau am Standort. unterbrochene Stromversorg.
B-17	25.7	25.7	Blockierter Datenlogger
B-15	92.5	92.5	Defekter Akku
M-01	75.8	75.8	Blockierter Datenlogger

bei 99.0% (Verfügbarkeit der ANPA- und EMI-Daten eingerechnet). Die Verfügbarkeit der Dosisleistungsdaten aller MADUK-Stationen im Archiv betrug 99.90%.

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 qualitätsgesichert und nachvollziehbar bearbeitet werden. Die wesentlichen qualitätssichernden Massnahmen werden im Folgenden beschrieben.

Gemäss Art. 2 der Verordnung des EJPD über Messmittel für ionisierende Strahlung (StMmV) werden die MADUK Sonden vor einem ersten Einsatz geeicht. Die Eichung hat eine dreijährige Gültigkeit. Das Messverhalten der Sonden wird zwischen den Eichungen mit halbjährlichen Funktionstests geprüft. Bei den Funktionstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer ^{137}Cs -Quelle werden erhöhte Werte bei jeder Sonde während ca. 40 Minuten produziert und mit Sollwerten verglichen. Gleichzeitig wird diese Sondenfunktionskontrolle auch für die Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung im MADUK-Datenarchiv sowie der Alarmauslösung gemäss den festgelegten Schwellwerten benutzt. Im Jahr 2016 wurden zwei Funktionsprüfungen durchgeführt. Dabei erfüllten alle Sonden die Prüfkriterien.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme wurden im Jahr 2016 Messungen mittels in-situ-Gamma-spektrometrie bei den Sonden der Messringe Beznau und Mühleberg durchgeführt. Die Messwerte lagen im Bereich der früheren Jahre. Ausser ^{137}Cs vom Fallout der Atombombentests und des Tschernobyl-Unfalls konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.

Messergebnisse

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

Am 10. März wurde im Rahmen der Funktionsprüfung an der Station M-12 mit einem Prüfstrahler die Station nicht rechtzeitig in den Testmodus geschaltet. Dadurch gelang ein durch den Prüfstrahler verursachter Messwert (Ortsdosisleistung: 285 nSv/h; Nettodosisleistung: 176 nSv/h) in die zentrale Verarbeitung und wurde auf dem Internet publiziert. Schliesslich wurde der Status des Messwertes in der Zentrale manuell als Testwert gekennzeichnet. Der Messwert auf dem Internet wurde belassen.

Die jährliche Überprüfungskampagne der NADAM Sonden an den Standorten, an denen auch eine MADUK-Station in Betrieb ist, führte 2016 bei keiner MADUK-Sonde zu wesentlichen Erhöhungen der Messwerte.

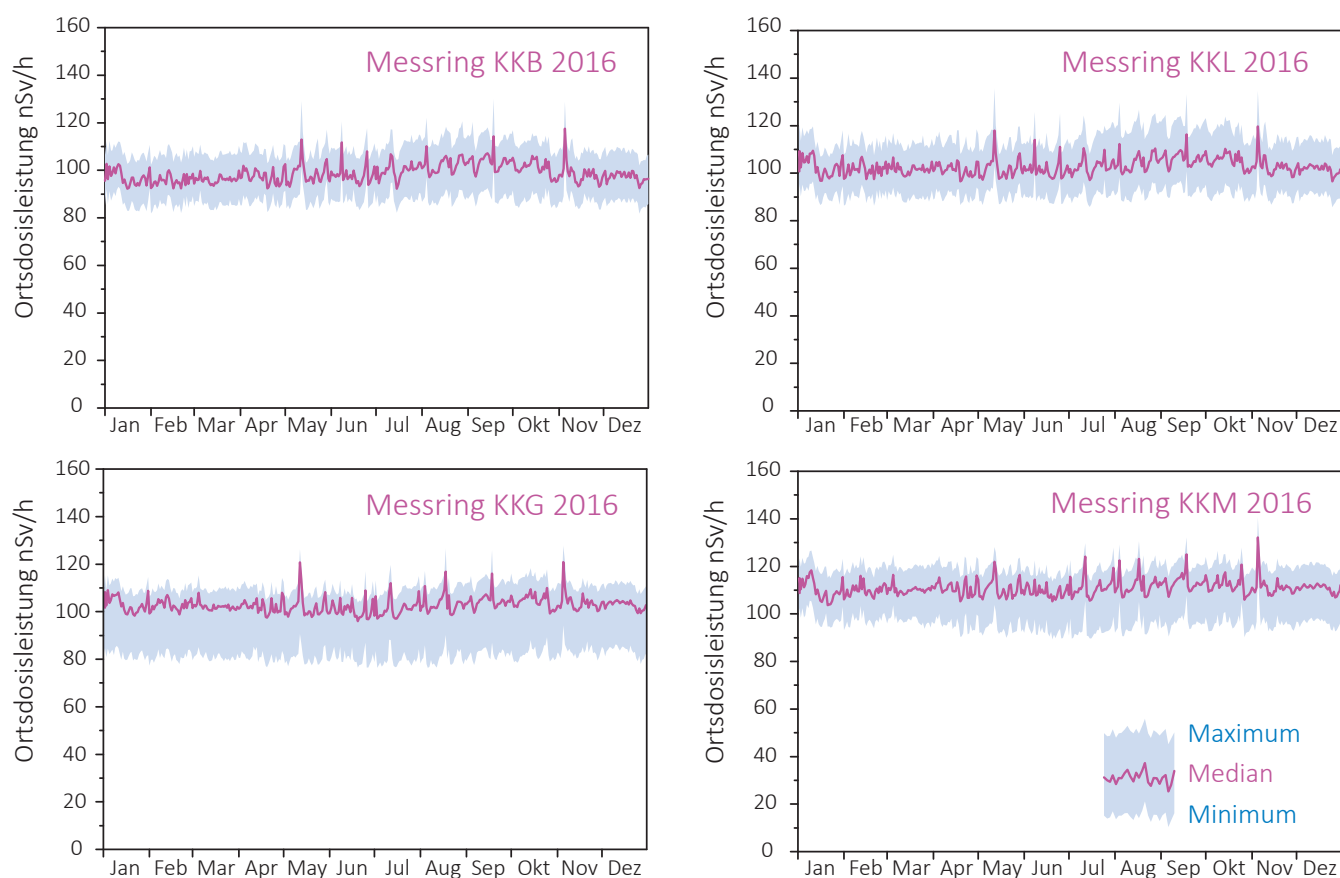
Tabelle 2:

Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2016.

Datum	Station	Dauer [h]	Max. NDL [nSv/h]	Max. ODL [nSv/h]
10.3.2016 09:30	M-12	0.2	176	285
28.5.2016 03:10	L-03	0.2	50	183
8.6.2016 11:50	B-02	1.0	59	165
8.6.2016 11:50	B-04	1.2	71	183
24.7.2016 18:00	L-03	1.2	89	188
25.7.2016 21:30	B-02	0.8	53	153
25.7.2016 21:30	B-04	0.8	66	172
16.8.2016 15:20	L-03	0.2	53	157
18.8.2016 14:10	G-15	0.2	53	229
31.8.2015 18:40	M-11	0.3	54	172
31.8.2015 18:40	M-12	0.7	63	190
31.8.2015 19:00	M-01	0.5	58	178

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

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



Figur 2:

Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG, KKL und KKM im Jahr 2016.

8.4

Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

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

Zusammenfassung

Seit 1997 führt das PSI im Rahmen der Immissionsüberwachung Radionuklidmessungen an Waldbodenproben und Staubfangplatten aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Das Vaseline auf den Staubfangplatten wird γ -spektrometrisch ausgewertet, wobei anthropogene Radionuklide wie ^{241}Am und ^{137}Cs sowie natürliche Radionuklide wie ^7Be , ^{210}Pb gemessen werden. Bei den Bodenproben folgt nach der γ -spektrometrischen Messung eine radiochemische Trennung zur Bestimmung von α - und β -Strahlern (^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm). Die Ergebnisse der γ -Spektrometrie zeigen einen deutlich abnehmenden Trend für das anthropogene Radionuklid ^{137}Cs von ca. 100 - 150 Bq/kg (im Jahr 1997) auf ca. 10 - 40 Bq/kg (2016). Diese Abnahmen sind mit dem radioaktiven Zerfall (Halbwertszeit von ^{137}Cs beträgt 30.17 Jahre) und mit einer begrenzten Aufenthaltszeit in der oberen Bodenschicht zu erklären. Die Abnahmen für die anthropogenen Radioisotope ^{90}Sr und $^{239+240}\text{Pu}$ sind ähnlich signifikant, zumal diese Radionuklide schon sehr viel früher (Beginn der 60iger Jahre des zwanzigsten Jahrhunderts) als Fallout der A-Bombentest in die Bodenschichten eingetragen wurden. So sanken die Aktivitätskonzentrationen für ^{90}Sr von 6 - 10 Bq/kg (1997) auf <1 - 2 Bq/kg und diejenigen für $^{239+240}\text{Pu}$ von 0.4 - 0.9 Bq/kg (1997) auf 0.2 - 0.8 Bq/kg im Jahr 2016. Die konstanten Isotopenverhältnisse von $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.03) und $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.4) zeigen deutlich, dass die gemessenen Werte für die Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 60 Jahren zuzuschreiben sind. In den Bodenproben wurden neben den anthropogenen Radionukliden auch typische Aktivitätskonzentrationen der U- und Th-Zerfallsreihen von 20 - 30 Bq/kg über die Gammastrahlung der Zerfallsprodukte von ^{226}Ra und ^{228}Ra nachgewiesen. Für das ebenfalls natürlich vorkommende Radioisotop ^{40}K wurden Aktivitätskonzentrationen zwischen 250 und 350 Bq/kg gemessen.

Einleitung

Das Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken wurde im Jahr 1999 in unmittelbarer Nähe zum Paul Scherrer Institut erstellt und anschliessend in Betrieb genommen. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Abgaben aus der Anlage feststellen zu können, wurden vor der Inbetriebnahme im Rahmen des Projektes Beweissicherung umfangreiche Radionuklid-Messungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details in [1]). Diese Analysen dienten der Erfassung der Konzentrationen kosmogener (z.B. ^7Be), terrestrischer (^{40}K sowie Radionuklide aus den U- und Th-Zerfallsreihen) und insbesondere anthropogener Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm , ^{131}I) resultierend aus Aerosol-Fallout

infolge von oberirdischen Kernwaffentests der 60er Jahre und der Chernobyl-Reaktorkatastrophe im Jahr 1986. Seit der Durchführung dieser Studie zur Beweissicherung werden im Routinebetrieb einmal jährlich an 4 Erhebungsorten Waldbodenproben aus der oberen Schicht (0-5 cm) erhoben und im Labor auf ihren Radionuklid-Gehalt untersucht. Für die kontinuierliche Überwachung des Luftpfades wurden zusätzlich 4 Staubfangplatten an der Umzäunung des ZWILAG angebracht. Diese Platten werden monatlich ausgewechselt und mit der Methode der hochauflösenden Gamma-Spektrometrie auf Photonen-emittierende Radioisotope wie ^{241}Am , ^{137}Cs und ^{131}I gemessen.

Radiochemische Trennmethoden (Boden)

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

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

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

Staubfangplatten

Die 4 Staubfangplatten, eine pro Himmelsrichtung, befinden sich direkt an der Umzäunung des ZWILAG-Areals. Die Probenerhebung erfolgt monatlich, d.h. die Staubfangplatten werden jeweils ausgewechselt. Im Labor wird das Vaseline von der Kunststoffplatte abgezogen und in einem Metallschälchen eingeschmolzen. Die anschliessende γ -Messung dauert 15 Stunden. Bestimmt werden u.a. ^{131}I , ^{137}Cs und ^{241}Am .



Figur 1 :
Staubfangplatte am Lorbeerbusch

Niederschlag

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

Resultate und Diskussion

Die Resultate der Radionuklid-Messungen in Bodenproben sind in Tabelle 1 für die anthropogenen Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{131}I) und natürlichen terrestrischen Isotope aus den U- und Th-Zerfallsreihen (^{226}Ra , ^{228}Ra) zusammengefasst. Dargestellt ist der Streubereich der Probenmessungen aus den 4 Bodenentnahmestellen um das ZWILAG-Areal. Wie die Tabelle zeigt, liegen die typischen Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}\text{Pu}$ derzeit zwischen 0.2 und 0.8 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 das Spaltprodukt ^{90}Sr etwas höher sind ($< 1 - 2$ Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (10 - 50 Bq/kg). Der Grund hierfür ist der Beitrag von Fallout-Caesium aus dem Chernobyl-Reaktorunfall. Über die Isotopenverhältnisse von $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (im Mittel 0.4) und $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (0.03 ± 0.01) kann gefolgert werden, dass der Beitrag der anthropogenen Aktiniden ausschliesslich aus den atmosphärischen Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren stammt [1,2]. Tabelle 1 zeigt den Vergleich der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope der letzten Jahre. Ebenfalls eingetragen sind die Werte für ^{226}Ra (als Mass für natürlich vorkommendes, primordiales ^{238}U) und ^{228}Ra (als Mass für ^{232}Th). Diese Werte liegen konstant zwischen 20 - 40 Bq/kg und zeigen keinen Trend mit der Zeit, da diese Radionuklide fest in den Kristallgittern der Bodenminerale eingebaut sind und im säkularen Gleichgewicht mit ihren langlebigen Mutternukliden stehen. Wenn man die Aktivitätskonzentrationen über die spezifischen Aktivitäten in Massenkonzentrationen umrechnet, ergeben sich für ^{238}U 2 - 3 ppm und für ^{232}Th 5 - 9 ppm, d.h. typische Werte für Böden und Gesteine der Erdkruste in der Schweiz.

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

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

Tabelle 1:

Wertebereich für anthropogene Fallout-Isotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am und ^{131}I) und natürlich vorkommende terrestrische Isotope (^{226}Ra , ^{228}Ra) im Verlauf der letzten Jahre (2013 - 2016) in Bodenproben Umgebung ZWILAG. Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

Isotop	2013	2014	2015	2016
^{90}Sr	1 - 3	1 - 3	1 - 3	$< 1 - 2$
^{131}I	< 1	< 1	< 1	< 1
^{134}Cs ⁽¹⁾	< 1	< 1	< 1	< 1
^{137}Cs	20 - 60	20 - 60	10 - 60	10 - 50
^{238}Pu	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03
$^{239+240}\text{Pu}$	0.2 - 0.7	0.1 - 0.7	0.1 - 0.7	0.2 - 0.8
^{241}Am	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3
^{226}Ra	20 - 30	20 - 30	20 - 30	20 - 30
^{228}Ra	20 - 40	20 - 40	20 - 40	20 - 40

⁽¹⁾ Die Halbwertszeit von ^{134}Cs beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2013 - 2016 als Fallout-Isotop nach dem Chernobyl-Ereignis von 1986 nicht mehr nachgewiesen werden.

Literaturliste

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

8.5

Les installations nucléaires et l'environnement

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller, P. Steinmann

Section radioactivité dans l'environnement, URA / OFSP, 3003 Berne

Résumé

Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre dans le cadre de la surveillance de la radioactivité au voisinage des centrales nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (isotopes du cobalt et ^{54}Mn dans les sédiments) de ces installations. La contribution du rayonnement direct a également été détectée en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois restées nettement inférieures aux limites réglementaires et donc, sans danger 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) ainsi que de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs).

Introduction

Dans le but de préserver la santé de l'homme et l'environnement au voisinage des centrales nucléaires, l'OFSP poursuit depuis de longues années un programme spécifique de prélèvements et de mesures. Celui-ci commence au terme source, par des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur divers échantillons en phase de rejet (filtres à aérosols, à iode, gaz, eaux de rejet). Les exploitants sont par ailleurs tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités.

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

suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. L'IFSN met également à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK, mesurant en continu le débit de dose ambiante au voisinage des centrales nucléaires. L'OFSP se doit ensuite de procéder à l'examen critique de l'ensemble de ces données pour évaluer de manière pertinente l'influence des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Le présent chapitre résume l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce programme de surveillance des immissions au voisinage des installations nucléaires. Le tableau 1 indique les chapitres à consulter pour accéder aux résultats plus détaillés relatifs à un compartiment de l'environnement particulier ou un radionucléide spécifique.

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

Méthodologie

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

Résultats

Mesures à la source (émissions)

Les mesures parallèles de l'exploitant, de l'IFSN et de l'OFSP sur des échantillons liquides et gazeux prélevés en phase de rejet ainsi que le contrôle des rejets déclarés mensuellement aux autorités ont confirmé que les 4 centrales nucléaires suisses, à savoir Beznau (KKB 1 et 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) ainsi que l'institut Paul Scherrer (PSI) et l'entrepôt de stockage intermédiaire de déchets radioactifs (ZWILAG), situés sur le même site, ont respecté les limites réglementaires fixées pour les émissions en 2016 (voir Chap. 8.1).

La figure 1 présente l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses. En tenant compte des rejets des années précédentes, ces dernières se sont échelonnées en 2016 entre <0.001 mSv pour KKB et KKG et env. 0.004 mSv pour KKL et KKM. Pour ces dernières, la contribution majeure provient des rejets atmosphériques: essentiellement du ^{14}C pour

Tableau 1

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

Milieu/Isotope	Chapitre
Exposition ambiante	Ch. 8.2- 8.3
Air/Aérosols (émetteurs γ)	Ch. 4.1
Précipitations (γ , ^3H)	Ch. 4.1
Milieu aquatique	Ch. 4.4
Mesures in situ	Ch. 3.1
Sol et herbe (γ , ^{90}Sr)	Ch. 4.6
Sol (Pu, ^{241}Am)	Ch. 7.2
^{14}C dans les feuillages	Ch. 7.1
Denrées alimentaires	Ch. 5

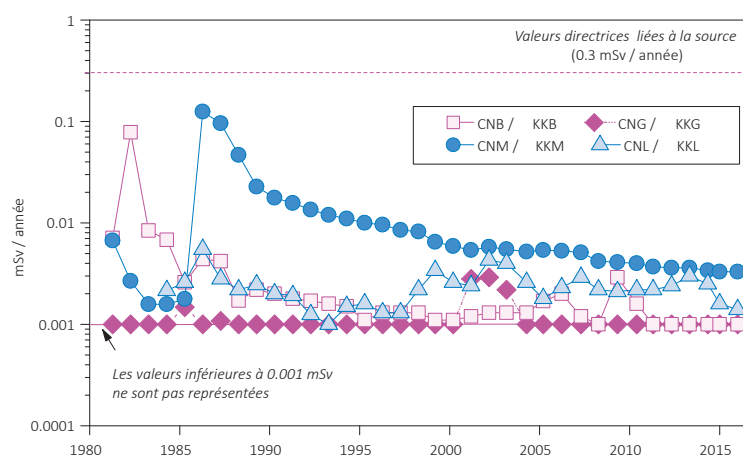


Figure 1:

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 2016 (données IFSN). La valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris) est représentée à titre de comparaison.

Leibstadt, avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986. Pour rappel, la centrale nucléaire de Mühleberg avait rejeté des poussières radioactives dans l'atmosphère de manière incontrôlée en septembre 1986. A partir des mesures de terre et d'herbe effectuées par la suite par la commission fédérale de surveillance de la radioactivité de l'époque, l'activité rejetée avait pu être estimée à 11 GBq (50% de ^{134}Cs , 40% de ^{137}Cs , 7% de ^{60}Co et quelques 3% de ^{65}Zn) et donc inférieure à la limite annuelle de 19 GBq. Comme le montre la figure 1, l'impact de ce rejet très localisé a constamment diminué depuis. Notons que les résultats des calculs des doses reçues par les personnes les plus exposées vivant au voisinage des centrales nucléaires, qui sont représentées dans la figure 1, ont été effectués sur la base des rejets effectifs, en appliquant des modèles de dispersion et en tenant compte des temps de séjour, des habitudes alimentaires et de nombreux paramètres biologiques, physiologiques et environnementaux (voir directive G14 de l'IFSN pour plus de détails sur les modèles et paramètres utilisés).

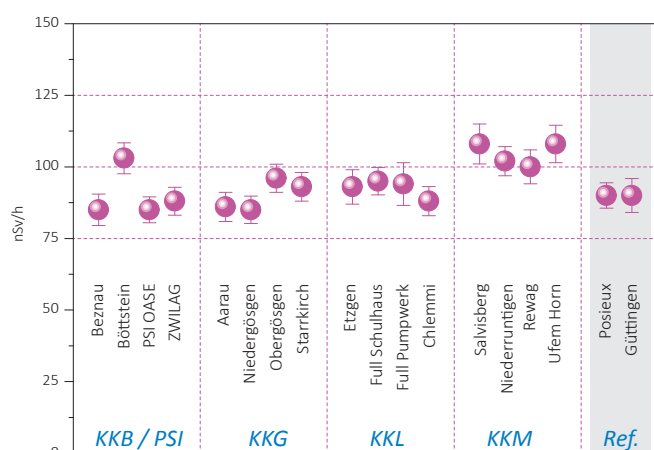


Figure 2:
Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ effectués en 2016 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisé).

Mesures de l'exposition ambiante

L'exposition ambiante à la clôture et au voisinage des installations nucléaires est surveillée en permanence par le réseau MADUK ainsi qu'à l'aide de dosimètres thermoluminescents (TLD) et par des mesures périodiques effectuées par l'IFSN à la clôture des installations. Les résultats de cette surveillance ont mis en évidence une contribution clairement mesurable du rayonnement direct en certains points de la clôture des réacteurs à eaux bouillantes, à savoir, Leibstadt et Mühleberg, ainsi que, dans une moindre mesure, au PSI (voir Chapitre 8.2). A Mühleberg, l'évaluation des TLD disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose ambiante annuelle de 0.8 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève à 0.7 mSv/an). La dose annuelle supplémentaire la plus élevée enregistrée à la clôture de la centrale de Leibstadt à l'aide des TLD atteint 0.8 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel de 0.6 mSv/an). La valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct a ainsi été respectée par toutes les installations en 2016. Rappelons que la valeur limite d'im-

missions pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixée à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne, puisque le temps de séjour n'est pas considéré. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

L'OFSP effectue également des mesures de débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1 m au-dessus du sol dans un voisinage plus étendu. La figure 2, illustrant les résultats de ces mesures, montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle enregistrée à Posieux ou Güttingen, situées hors de leur influence. Il est intéressant de remarquer que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevées mesurées aux environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration généralement plus élevée en ^{40}K (naturel) dans les sols de cette région (cf. Figure 3).

Mesures dans le milieu atmosphérique

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

Les résultats 2016 des mesures mensuelles des filtres aérosols des environs des centrales nucléaires suisses ainsi que du PSI ont montré la prédominance des radionucléides naturels ^7Be et ^{210}Pb , avec des valeurs comprises respectivement entre 1.6 et 5.4 et entre 0.2 et 2.4 mBq/m³ (mesures OFSP et PSI). Le seul radionucléide d'origine artificielle régulièrement détectés dans l'ensemble des stations est le ^{137}Cs (valeur maximale de $1.8 \pm 0.4 \mu\text{Bq/m}^3$), provenant de la remise en suspension d'anciennes contaminations (essais d'armes atomiques des

années 50 et 60 ainsi que l'accident de Tchernobyl). Ces concentrations sont comparables à celles enregistrées sur les sites de référence.

Aucun autre radionucléide d'origine artificielle n'a été décelé dans les filtres aérosols du voisinage des centrales nucléaires suisses en 2016. Toutefois des traces de ^{24}Na , radionucléide artificiel de courte période (demi-vie de 15h) produit par exemple dans les accélérateurs de particules, ont sporadiquement été mesurées sur les filtres à grand débit de la station de Klingnau, située à quelques km de l'Institut Paul Scherrer. La concentration maximale mesurée s'élève à $125 \pm 49 \mu\text{Bq/m}^3$ et ne représente qu'une infime fraction de la valeur limite d'immissions dans l'air fixée dans l'OraP à 100 Bq/m^3 .

Les activités des émetteurs gamma d'origine artificielle dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen et Beznau ainsi que ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG sont toutes restées inférieures aux limites de détection, qui se situe aux environs de 0.2 à 1 mBq/l par exemple pour le ^{137}Cs .

Les résultats des mesures du tritium (^3H) dans les échantillons mensuels de précipitations des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 2. A titre de comparaison, notons que les concentrations de tritium dans les précipitations de la station de référence de Posieux sont restées en 2016 inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l. Les concentrations de tritium enregistrées dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires, du PSI ainsi que du ZWILAG sont généralement restées proches des seuils de détection de 1 à 2 Bq/l avec ponctuellement des valeurs plus élevées, notamment au voisinage de KKB et du PSI. Pour ces deux stations des valeurs de l'ordre de 70 Bq/l ont été enregistrées en décembre 2016. A noter que ce mois a été particulièrement sec et que la quantité d'échantillon recoltée était faible, au point qu'aucune mesure du tritium n'a pu être réalisée ce mois pour les centrales de KKM et KKG ni pour la station de référence. Les rejets en tritium dans l'atmosphère par le PSI étant nettement supérieurs à ceux de la centrale nucléaire de Beznau, on peut conclure que le centre de recherche est très certainement à l'origine de ces valeurs plus élevées. Par ailleurs même si ces dernières sont significativement supérieures aux valeurs usuellement enregistrées dans les stations situées hors influence des installations nucléaires, elles ne représentent que 0.6% de la valeur limite d'immissions pour le tritium fixée selon l'OraP à $12'000 \text{ Bq/l}$ dans les eaux accessibles au public et le risque associé pour la santé du public peut donc être considéré comme négligeable.

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}C . Les mesures de ce radionucléide dans les feuillages, poursuivies depuis de nombreuses années par l'université de Berne, ont ainsi mis en évidence en 2016 une augmentation maximale, par rapport à la valeur de référence pour la Suisse (voir chapitre 7.1), de 134 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt. A noter que le prélèvement a été réalisé le 18.08.2016, soit environ deux semaines après l'arrêt pour révision de la centrale, arrêt qui s'est finalement prolongé jusqu'à début 2017. Il est donc représentatif de la première partie de l'année, alors que la centrale de Leibstadt était en service. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques micro-Sv. L'intérêt des mesures de ^{14}C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Tableau 2:

Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2016.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)
Niederruntingen * (environs KKM)	< 2- 2.6	< 2.0
Niedergösgen * (environs KKG)	< 2- 2.6	< 2.0
Full (environs KKL) *	< 2- 2.3	< 2.0
Beznau (environs KKB) **	< 1.4- 75.6	3.8
PSI **	< 1.4- 69.3	3.2
ZWILAG **	< 1.4- 7.9	3.05

* mesures OFSP / ** mesures PSI



Figure 3: ^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) analysés par l'OFSP en 2016 (couche 0-5 cm). Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisées).

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 enregistrés en 2016 pour les échantillons de sol et de plantes prélevés au voisinage des installations nucléaires montrent à nouveau que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que la radioactivité d'origine artificielle (^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am) provient principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl. La figure 3 présente à titre d'exemple la contamination rémanente en ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires en 2016.

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 confirment les résultats précédents et montrent que les valeurs enregistrées au voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de celles mesurées sur les sites de référence.

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les aliments, coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux, n'ont pas révélé de marquage attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires. Les mesures additionnelles de l'OFSP, en particulier celles du programme germano-suisse au voisinage de Leibstadt dans les produits agricoles et les poissons ont confirmé ce constat, puisqu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle, hormis des traces de ^{137}Cs attribuable à d'anciennes contaminations (valeurs voisines des limites de détection), n'a été décelé dans ces échantillons. Les résultats des mesures de ^{90}Sr effectuées par l'Institut de Radiophysique dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ainsi que de fruits et légumes prélevés au voisinage de Leibstadt ne se distinguent pas de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse.

Mesures dans le milieu aquatique

L'EAWAG procède à des analyses mensuelles d'échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin collectés en continu, et de manière proportionnelle au débit, aux stations de Hagneck/BE (en aval de KKM), Klingnau (aval de KKB) et Pratteln (aval KKL). Depuis la réduction significative des rejets par la centrale de Beznau 1, la majeure partie des produits d'activation tels que le ^{54}Mn , le ^{58}Co et le ^{60}Co rejetée dans les eaux fluviales proviennent de la centrale de Mühleberg. Les rejets les plus importants ont eu lieu aux mois d'août et septembre pendant la période de révision. Contrairement aux années précédentes, aucune trace de ces radionucléides n'a toutefois pu être mise en évidence dans les échantillons d'eau de l'Aar ou du Rhin, que ce soit à Hagneck, Klingnau ou Pratteln.

Il faut toutefois mentionner que le volume mensuel d'eau prélevé à Hagneck en août 2016 (65 l), période de l'année où les rejets sont les plus importants et où ils sont par conséquent usuellement détectés dans les échantillons d'eaux, fut environ 2 fois inférieur à la moyenne des quantités prélevées les années précédentes au cours de la même période (moyenne pour le mois d'août pour la période 2010-2015: 130 l). Ceci a pour corollaire une hausse des limites de détection qui pourrait expliquer l'absence de marquage mesuré.

Le ^{137}Cs , présent dans certains échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, est essentiellement dû à la remobilisation des dépôts de Tchernobyl et des essais d'armes atomiques des années 60; il n'existe ainsi pas de corrélation, pour cet isotope, entre les activités rejetées par les centrales et les valeurs mesurées dans les eaux.

Les concentrations mensuelles en ^3H enregistrées en 2016 dans les eaux de l'Aar à Brugg/AG ainsi que celles du Rhin prélevées près de Weil/D, en aval de Bâle, sont généralement restées inférieures à la

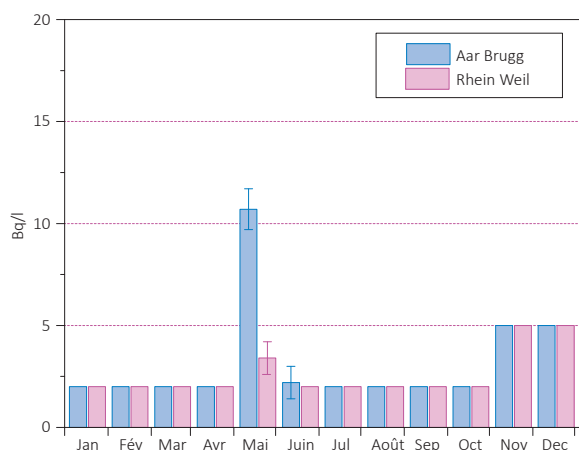


Figure 4:

Suivi du tritium dans les échantillons mensuels d'eau de l'Aar à Brugg/AG et du Rhin prélevés à Weil/D en 2016

limite de détection de 2 Bq/l à l'exception de la période mai-juin, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (voir Figure 4) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Contrairement aux échantillons d'eaux, les traces des rejets liquides de Mühleberg, et en particulier de ^{54}Mn , ^{58}Co et ^{60}Co ont pu être mises en évidence dans la majorité des échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck: si le ^{58}Co n'est décelé que pendant ou juste après la période de révision, le ^{54}Mn et le ^{60}Co se retrouvent dans tous les échantillons à l'exception de la période avril-juin. Dans les échantillons de sédiments prélevés à Klingnau et Pratteln, le ^{60}Co et le ^{54}Mn ne sont présents que de façon sporadique.

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

Un échantillon de plantes aquatiques a été prélevé dans chacune des stations de surveillance: l'échantillon prélevé à Hagneck (23.08.16) a présenté un marquage en ^{54}Mn (18 Bq/kg), en ^{60}Co (19 Bq/kg) ainsi qu'en ^{137}Cs (10 Bq/kg) alors que seul du ^{137}Cs (4 Bq/kg) a pu être mesuré dans celui de Klingnau (23.08.16). Aucune trace d'émetteur gamma d'origine artificielle n'a par ailleurs été décelée dans l'échantillon de Pratteln (23.08.16).

Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar et le Rhin en aval de KKM, KKB et KKL en 2016 n'ont pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

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

La surveillance du site de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens effectuée par l'Institut de Radio-physique (IRA) sur mandat de l'OFSP comprend la mesure de la radiocativité (émetteurs gamma, tritium (^3H) et ^{90}Sr) dans les eaux provenant du bassin de contrôle (BdC) et de la chambre de contrôle (CdC). Le bassin de contrôle est un bassin de collecte où sont réunies les eaux de drainage provenant des 9 drains principaux du système de drainage; la chambre de contrôle est située juste avant le rejet dans la Broye (voir Figure 5).

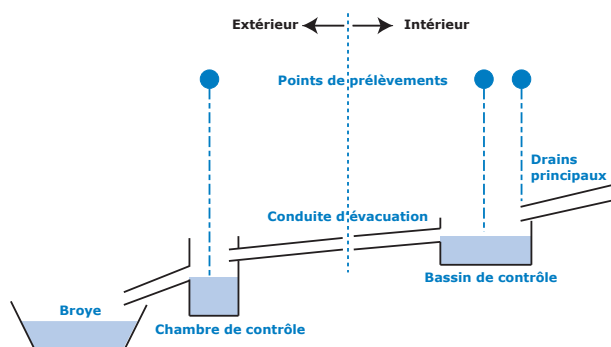


Figure 5 :
Représentation schématique du système de drainage de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens.

Les prélèvements sont effectués à l'aide de collecteurs automatiques et envoyés à l'IRA par un membre du personnel du dépôt de conservation des objets culturels du Canton de Vaud, qui occupe maintenant l'ancienne caverne des machines.

En 2016, l'IRA a poursuivi ses analyses selon le programme usuel. Pour la mesure des émetteurs gamma et du tritium, les échantillons d'eaux collectés toutes les 4h aussi bien par le collecteur automatique de la CdC que de celui du BdC sont réunis pour former un mélange mensuel pour chaque site. Une aliquote de ce mélange est ensuite envoyée à l'IRA pour analyse. Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence dans ces échantillons en 2016. 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 0.5 Bq/l (resp. 3 à 5 Bq/l pour le ^{131}I).

Les mélanges mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de la concentration en tritium mesurées en 2016 dans les échantillons du BdC et de la CdC se sont élevées à 8.0 ± 1.0 Bq/l et 7.2 ± 1.0 Bq/l respectivement. Ces valeurs sont en constantes diminutions depuis le début de la surveillance en 2001 (excepté les valeurs ponctuellement plus élevées enregistrées fin 2011 et début 2012 et qui avaient nécessité la mise en place d'un programme spécifique), ce qui est attendu compte tenu de la décroissance radioactive (demi-vie du tritium = 12.32 ans).

Pour la mesure du ^{90}Sr , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Aucune activité supérieure à la limite de détection de 7 mBq/l n'a été mise en évidence en 2016.

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été faible en 2016.

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

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

Même si les expositions du public, du fait des rejets des installations nucléaires, conduisent à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe de précaution implique de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible pour répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public.

8.6

Environnement du CERN (mesures OFSP)

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

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

J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus

Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau,
Université de Genève, Bd Carl-Vogt 66, 1211 Genève 4

Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par l'unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement (HSE) 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 2016 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radioisotopes, produits dans les installations du centre de recherche, ont pu être détectées, les activités maximales enregistrées sont restées nettement inférieures aux limites suisses et leur impact radiologique peut être considéré comme minime.

Programme de surveillance de l'OFSP

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

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

A noter qu'après l'arrêt hivernal usuel pour maintenance, les installations du CERN étaient toutes en fonction au cours de l'année sous revue (1er faisceau du LHC le 25.3.16).

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 2016, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français) et 7 sur le parcours du LHC. En plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée.

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP, ont montré que les doses des photons enregistrées au cours de l'année 2016 correspondent partout à l'irradiation naturelle (environ 0.2 mSv par trimestre), sauf en un point situé sur le site de Prévessin, où une valeur 2.5 fois plus élevée a été observée au 3^{ème} trimestre; au 4^{ème} trimestre, la valeur est 1.5 fois supérieure à l'irradiation naturelle. Des valeurs similaires à celles 3^{ème} trimestre 2016 ont déjà été relevées par le passé, par exemple au 4^{ème} trimestre 2012.

Les doses des neutrons sont restées faibles ou inférieures à la limite de détection de 0.02 mSv sauf en deux points, situés à l'intérieur de l'enceinte du site de Meyrin, à proximité du synchrotron à protons (PS) et du booster du PS (PSB). Les doses observées restent cependant

peu élevées (maximum de 0.2 mSv par trimestre) par rapport aux valeurs atteintes par le passé (jusqu'à environ 1 mSv). Notons que les doses des neutrons enregistrées en ces points au premier trimestre 2016 sont quant à elles restées proches de l'irradiation naturelle, puisque les installations étaient à l'arrêt pour maintenance au cours de l'hiver et ont fonctionné uniquement au cours des 2 dernières semaines de la période de mesure. Au 3^{ème} trimestre 2016, la dose des neutrons enregistrées en un point du site de Prévessin était également supérieure à l'irradiation naturelle, avec une valeur voisine de 0.1 mSv par trimestre.

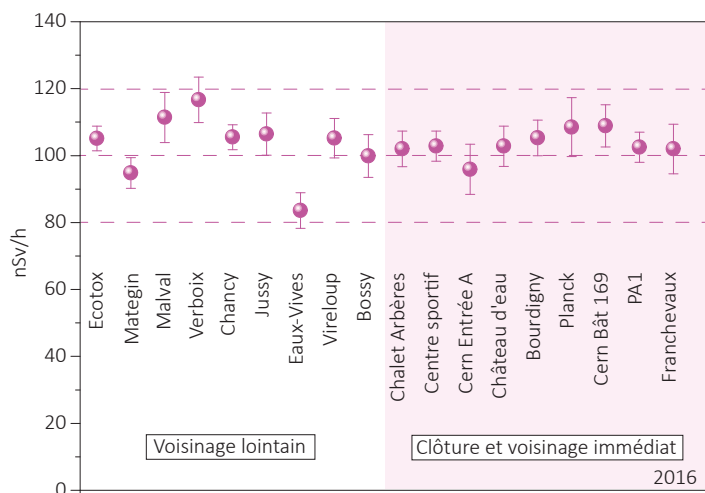


Figure 1:
Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2016 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes: 103 ± 4 nSv/h; moyenne des sites distants 103 ± 10 nSv/h).

Mesures dans le milieu atmosphérique

La station de mesure du réseau RADAIR située au CERN et mesurant en continu la radioactivité alpha et bêta des aérosols (voir Chap. 4.2) n'a pas signalé d'anomalie en 2016. Depuis 2007, un moniteur d'iode est également installé sur le site du CERN, pour la surveillance de l' ^{131}I gazeux. Aucune valeur supérieure à la limite de détection de 50- 60 mBq/m³ n'y a été enregistrée. A noter que dès 2017, et dans le cadre du remplacement du réseau RADAIR par le réseau URAnet aero, le moniteur alpha/bêta du CERN sera remplacé par un moniteur spectroscopique.

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols à haut débit (HVS) du CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que ^7Be et ^{210}Pb (cf figure 2). Le cas du ^7Be est toutefois particulier de par sa double origine: naturelle et anthropogénique (production

dans les tunnels du CERN). Le tableau 1 ne montre toutefois pas de différence notable entre les concentrations de ^7Be mesurées en 2016 dans les filtres aérosols de la station du CERN et celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence.

Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, sont régulièrement détectées (valeurs comprises entre 0.1 et 0.9 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

En ce qui concerne les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ^{137}Cs provenant de la remise en suspension des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl ont, comme partout en Suisse, été détectées à plusieurs reprises, mais les activités sont restées inférieures à 1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

Les seuls radioisotopes attribuables aux activités du CERN sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols en 2016 sont le ^{24}Na et le ^{131}I (valeurs comprises entre 28 ± 19 et 70 ± 26 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ et entre 0.4 ± 0.2 et 2.0 ± 0.5 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ respectivement). Ces radionucléides, d'une demi-vie de 15 h pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche (l' ^{131}I est uniquement produit par l'installation ISOLDE).

Notons encore que l'impact radiologique de ces traces de ^{24}Na et de ^{131}I est tout à fait négligeable, puisque les concentrations les plus élevées enregistrées en 2016 pour ces radionucléides ne représentent qu'environ 0.00007% (pour le ^{24}Na) et 0.00008% (pour le ^{131}I) des limites d'immissions suisses. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite des méthodes extrêmement sensibles, comme celles mises en œuvre par l'OFSP.

Tableau 1 :

Concentrations du ^7Be mesurées en 2016 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les stations situées hors influence.

Station de collection à haut débit	Valeur min/max ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)	Moyenne ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)
CERN (Meyrin/GE)	0.9 - 6.1	3.3
Posieux/FR	0.9 - 6.7	3.6
Klingnau/AG	1.3 - 7.3	3.7
Göttingen/TG	0.8 - 6.0	3.4
Cadenazzo/TI	1.2 - 6.7	4.0

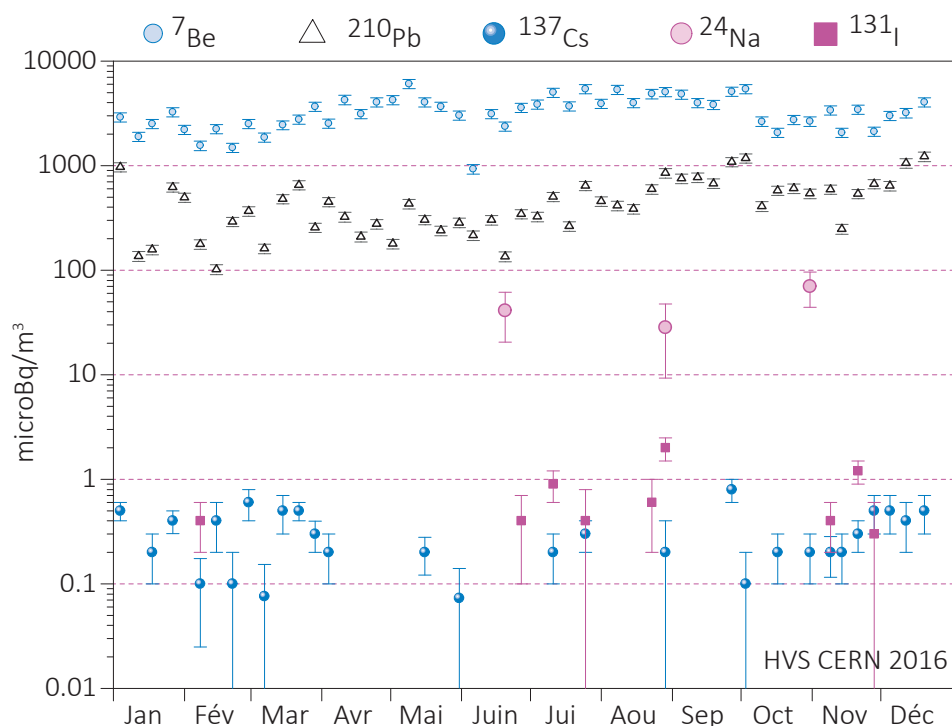


Figure 2 :

Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2016.

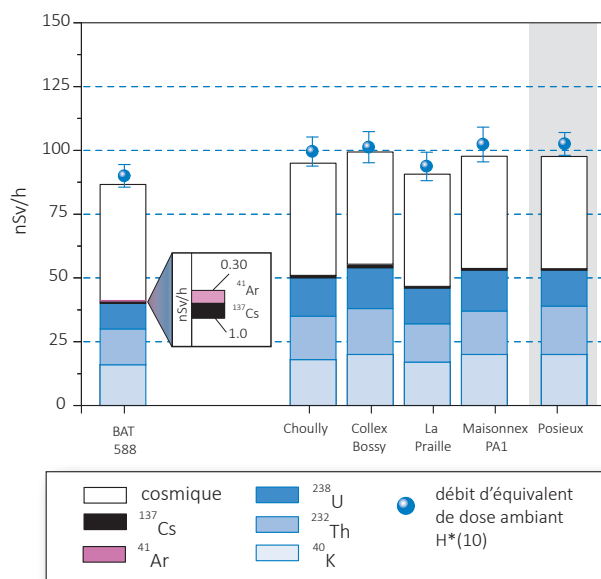


Figure 3 :
Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2016, et comparaison avec les résultats obtenus à Posieux/FR.

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 2016 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN, à l'exception de faibles traces d'⁴¹Ar dans l'air (un gaz rare de demi-vie inférieure à 2h produit dans les accélérateurs du centre de recherche) à l'intérieur de la clôture (voir BAT 588). 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 Posieux/FR (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au chapitre 3.1).

Les analyses en laboratoire sur des échantillons de sol, d'herbes et autres produits locaux prélevés au voisinage proche du centre de recherche ont confirmé ce constat. 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, à l'exception de rares traces de ¹³⁷Cs, provenant de l'érosion des sols anciennement contaminés. Les concentrations en tritium dans ces échantillons étaient par ailleurs toutes inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l. Ce constat s'applique également aux concentrations de tritium des échantillons mensuels d'eau du Nant d'Avril.

Le programme de surveillance du Nant d'Avril conduit par l'Institut F.-A. Forel, devenu le département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau, à l'initiative de l'OFSP depuis 1999 a été poursuivi. Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de ce programme a fait l'objet d'un rapport spécifique¹.

Entre le 11 novembre 2015 et le 29 octobre 2016, 23 échantillons d'eau ont été prélevés (échantillonnage proportionnel au débit effectué à l'aide d'un collecteur automatique) avec une intégration des prélèvements de 5.4 à 22 jours. Suite à une panne de l'échantillonneur, la période du 7 au 20 juillet 2016 est manquante. En dehors du ⁴⁰K et des isotopes des séries primordiales (²³⁸U, ²³⁵U, ²³²Th), seuls 3 radioisotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau brute (non filtrée) prélevés dans le Nant d'Avril. Les activités maximales sont celles du ⁷Be (maximum de 1.13 ± 0.14 Bq/l enregistré en septembre), avec une moyenne de 0.24 Bq/l lorsque l'isotope est présent.

L'échantillonnage des eaux ayant été réalisé en fonction du débit, il est possible d'estimer le flux d'un isotope en multipliant les débits (exprimés en m³/période) par l'activité spécifique du radionucléide. Le flux annuel estimé de ⁷Be pour la période 2015- 2016 est ainsi de 1'410 MBq au minimum et de 1'610 MBq au maximum. Ces valeurs se situent dans les valeurs moyennes des périodes de mesure précédentes.

¹ J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport N°17 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2015 - octobre 2016 ; Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau, Université de Genève (Décembre 2016)

Le deuxième radionucléide mis en évidence dans les eaux du Nant d'Avril est le ^{137}Cs (maximum de 15 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 et de la catastrophe de Tchernobyl.

Des traces de ^{22}Na sont supposées dans les eaux du Nant d'Avril entre janvier et février 2016, mais à des activités trop proches de la limite de détection pour être quantifiées. Comme le ^7Be , le ^{22}Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique, mais peut également être produit par les installations du CERN. Très peu de données récentes sont disponibles sur les flux naturels de ^{22}Na . Ce radionucléide n'avait pas pu être détecté en 2013, lorsque les installations étaient complètement à l'arrêt, alors qu'il avait régulièrement été mis en évidence au cours des années antérieures. Ces résultats tendent à confirmer l'hypothèse faite les années précédentes, attribuant l'origine de ce radionucléide dans les échantillons d'eaux du Nant d'Avril aux activités du CERN.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de ^7Be et de ^{137}Cs dans tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 2. Contrairement à la période de surveillance précédente, un échantillon présente des traces de ^{54}Mn (0.8 ± 0.3 Bq/kg) en décembre 2015/janvier 2016. Aucun autre émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être décelé dans les échantillons de sédiments au cours de la période sous revue.

Afin de mettre en évidence d'éventuelles augmentations des immissions radioactives dans le milieu aquatique dues au fonctionnement du LHC, des sédiments et des bryophytes sont par ailleurs prélevés une fois par an aux 8 principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par le département F.-A. Forel. Les activités spécifiques mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées, en 2016, entre 271 et 1'271 Bq/kg pour le ^7Be et entre 4.6 et 18.7 Bq/kg pour le ^{137}Cs . Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en ^7Be variant entre 191 et 1'028 Bq/kg et entre <2.6 et 7.2 Bq/kg pour le ^{137}Cs . La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus en 2005, 2006 et 2008 alors que le LHC n'était pas encore en fonction (programme point zéro LHC) ne montre pas la présence de nouveaux radioisotopes ni d'augmentation significative des radionucléides présents.

En résumé, si l'on exclut le ^7Be , puisque les résultats des mesures effectuées ne peuvent mettre en évidence une origine anthropique, les seuls radionucléides attribuables aux activités du centre de recherche décelés dans le milieu aquatique en 2016 sont le ^{22}Na dans les eaux et le ^{54}Mn dans les sédiments. Pour ce premier toutefois, l'activité est trop proche des limites de détection pour être quantifiable. Pour le second l'activité mesurée dans les sédiments ne représente que 0.008% de la limite d'exemption selon l'ORaP. D'autres radioéléments produits par les installations du CERN tels que ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , mis en évidence par le passé dans le Nant d'Avril, n'ont été retrouvés ni dans les eaux, ni dans les sédiments, ni dans les bryophytes durant l'année sous revue.

Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec le département F.-A. Forel, a montré que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante a été très faible en 2016.

L'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La détection de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN, comme le ^{24}Na , l' ^{41}Ar et le ^{131}I dans l'air et le ^{54}Mn dans l'eau n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesure d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radioisotopes artificiels provenant des activités du CERN mesurées dans l'environnement ne représentent en effet que d'infimes fractions des valeurs limites fixées par la législation suisse en radioprotection.

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 2015 à octobre 2016 (12 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
^7Be	460 - 2'862	1'147	1'034
^{137}Cs	5.9 - 10.4	8.0	7.8

8.6

CERN - Rejets et environnement (Mesures CERN)

F. Malacrida et P. Vojtyla

CERN - Organisation européenne pour la Recherche nucléaire, Unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement (HSE), 1211 Genève 23

Résumé

Les résultats du programme de surveillance du CERN combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que, pour 2016, l'Organisation a respecté la limite de 0.3 mSv/a fixée dans la réglementation du CERN [1]. La dose efficace délivrée aux membres du public Suisse a été inférieure à 0.012 mSv, soit 4% de la limite. Les concentrations de radionucléides sont restées inférieures à 6% de la limite d'exemption dans tous les échantillons environnementaux. De fait, le marquage de l'environnement induit par les activités du CERN demeure très faible.

Le CERN

Le CERN, l'Organisation européenne pour la Recherche nucléaire, est l'un des plus grands et des plus prestigieux laboratoires scientifiques du monde. Le CERN a son siège à Genève et ses installations sont situées d'un côté et de l'autre de la frontière franco-suisse. Il a pour mission la recherche fondamentale en physique des particules afin de découvrir les constituants et lois de l'Univers. Il utilise des instruments scientifiques complexes pour sonder les constituants ultimes de la matière: les particules fondamentales. En étudiant ce qui se passe lorsque ces particules entrent en collision, les physiciens appréhendent les lois de la nature. Les instruments qu'utilise le CERN sont des accélérateurs et des détecteurs de particules. Les accélérateurs portent des faisceaux de particules à des énergies élevées pour les faire entrer en collision avec d'autres faisceaux ou avec des cibles fixes. Les détecteurs, eux, observent et enregistrent les résultats de ces collisions.

La Figure 1 présente le complexe des accélérateurs du CERN de manière schématique. Pour un complément d'information, se référer au site web du CERN www.cern.ch.

CERN's Accelerator Complex

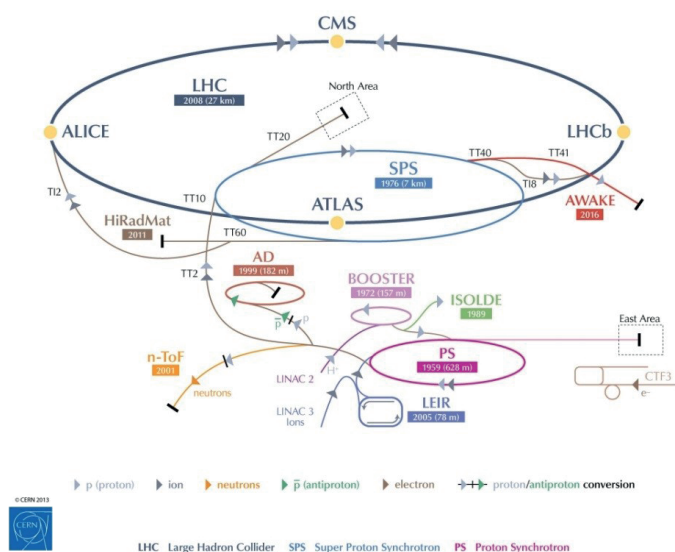


Figure 1:
Le complexe des accélérateurs du CERN (voir Glossaire en fin de chapitre).

Aspects environnementaux

L'interaction de particules de hautes énergies avec la matière génère des radiations ionisantes et produit des nucléides instables, c'est-à-dire radioactifs. Ces interactions se produisent lorsque les particules en percutent d'autres ou percutent des cibles fixes, ainsi que lors de l'accélération, de l'extraction et de la collimation des faisceaux. Les accélérateurs sont blindés et les plus puissants d'entre eux sont situés profondément sous terre, de telle manière à ce que seule une fraction infime des rayonnements traverse ces protections; ce type de rayonnement est nommé rayonnement diffusé. Les tunnels des accélérateurs et les zones expérimentales 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. Le rayonnement diffusé, les rejets gazeux et les effluents sont surveillés en continu (voir ci-dessous).

En termes d'impact environnemental, le risque radiologique induit par des installations mettant en jeu des accélérateurs est très faible. Maintenir un faisceau de particules en orbite requière une instrumentation parfaitement ajustée et la moindre dérive, un événement normal et récurrent, engendre des pertes concertées de faisceau. Ces écarts sont immédiatement détectés et, en fonction de leur amplitude, peuvent conduire à un arrêt automatique quasi instantané des machines. Les radionucléides produits sont principalement des émetteurs gamma et beta de relativement courtes demi-vies et de faibles radio-toxicités. Pour plus d'information, se référer au site : voisins.web.cern.ch/fr/radiation.

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

Programme de surveillance

Le CERN, en tant que responsable de ses installations, se doit de réaliser son propre programme de surveillance environnemental, qui est élaboré en tenant compte des sources d'émission avérées et potentielles. Des stations de surveillance du rayonnement diffusé se situent aux lieux où ces rayonnements ont pu être observés ou prédis par des calculs. Chaque station est équipée d'une chambre d'ionisation dédiée à la mesure en continu des photons et des particules chargées et pénétrantes, comme les muons, ainsi que d'un moniteur de neutrons. En 2016, 41 stations de ce type étaient en opération. Les



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

points d'extraction d'air, d'où des substances radioactives peuvent être émises, sont équipés de stations de surveillance qui mesurent en continu les radionucléides gazeux à demi-vie courte et échantillonnent les aérosols sur des filtres périodiquement analysés en laboratoire. En 2016, 40 stations étaient en opération. De manière similaire, les points de rejet des eaux claires qui sont déversées dans les eaux de surfaces (rivières) sont équipés de stations de surveillance de l'eau (13 stations en 2016); les eaux claires incluent les eaux de refroidissement des circuits secondaires, les eaux d'infiltration des tunnels et les eaux météoriques. Ces stations mesurent en continu les radionucléides de demi-vies courtes et collectent des échantillons d'eau analysés périodiquement en laboratoire. Deux stations contrôlent indépendamment les eaux de refroidissement et d'infiltration du SPS et du LHC.

Les niveaux de rayonnement diffusé mesurés ainsi que le bilan des rejets vers l'atmosphère et les cours d'eau sont utilisés pour quantifier l'impact dosimétrique, par le biais de modèles environnementaux et radiologiques reconnus [2, 3]. La surveillance des émissions est complétée par la surveillance des immissions, qui est un processus impliquant la collecte d'échantillons environnementaux et leur analyse en laboratoire. Les résultats doivent corrélérer avec les prédictions, confirmant ainsi qu'aucun rejet incontrôlé n'a été effectué et que les modèles utilisés sont adéquats. Cette surveillance implique un échantillonnage en continu des aérosols contenus dans l'air ambiant (11 stations), des échantillons d'herbe (12 points d'échantillonnage), d'eau, de bryophytes (mousses) et de sédiments dans les cours d'eau (13 points), de l'eau des nappes phréatiques (7 points), ainsi que des échantillons de produits d'agriculture locaux, tels que p. ex. blé, graines de tournesol, asperges et vin.

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

Résultats 2016

Activités du CERN et opération des accélérateurs en 2016

A l'exception de MEDICIS qui était en phase de mise-en-service, toutes les installations ont été en opération durant l'année 2016. La circulation des faisceaux de protons a redémarré à partir du mois de mars et les hautes intensités ont été mises en jeu d'avril à mi-novembre, suivies par une période s'étendant jusqu'à début décembre impliquant de plus faibles intensités avec des ions plomb. Noter qu'il est d'usage de privilégier des exploitations à plus faibles intensité vers la fin de l'année avant l'arrêt des machines, de telle manière à laisser décroître une partie de l'activité résiduelle induite par l'activation des composants des accélérateurs. Ceci permet de diminuer l'exposition des travailleurs intervenant dans les accélérateurs en début de périodes de maintenance.

En 2016, les intensités faisceaux circulant dans le SPS ont dû être sensiblement limitées à cause de problèmes techniques relatifs à un système d'arrêt faisceau. Aussi, pour le PS, l'exploitation de modes optimisés d'extraction des faisceaux permettent de réduire encore les pertes. Ces deux paramètres expliquent en partie pourquoi les rejets atmosphériques et le rayonnement diffusé étaient inférieurs à ceux de l'année précédente.

La nouvelle expérience AWAKE a démarrée dans le courant du second semestre. Situé sur territoire français, elle exploite le faisceau de protons délivré par le SPS. AWAKE permettra de valider le principe de l'accélération laser-plasma, dont l'intérêt est de générer des champs électriques très élevés. Ces champs permettront d'accélérer les particules sur des distances plus courtes que dans les accélérateurs conventionnels. La valeur ajoutée du développement de cette technologie serait de pouvoir réduire considérablement les tailles de certains accélérateurs dans un futur plus lointain.

Rayonnement diffusé

La principale source de rayonnement diffusé sur le site de Meyrin est le complexe du PS. Une petite fraction des neutrons produits dans les accélérateurs peut diffuser à travers le blindage, gagner en hauteur, puis, en interagissant avec les composants de l'air, être redirigés vers le sol. C'est le phénomène dit du *skyshine* et le public résidant de manière permanente aux abords des barrières du site peut être exposé à ce rayonnement. La figure 3 présente les doses équivalentes ambiantes telles que mesurées par les moniteurs de rayonnement diffusé localisés aux abords des sites situés en Suisse.

Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère

Les rejets de substances radioactives par les cheminées dans l'atmosphère qui concernent le territoire suisse sont résumés au Tableau 1. Dû à la faible hauteur des cheminées ainsi qu'aux courtes demi-vies des radionucléides émis, l'impact est minime et reste local. Les radionucléides se répartissent en quatre catégories: les gaz radioactifs de demi-vie courtes ^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O et ^{41}Ar ; le ^7Be ; l'activité bêta totale (majoritairement ^{32}P et ^{33}P) et le tritium (^3H).

L'expérience ISOLDE produit entre autres des petites quantités d'iode radioactif (^{121}I , ^{123}I , ^{124}I , ^{125}I , ^{126}I , ^{130}I , ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I), résultat de l'irradiation par des protons de cibles lourdes. Les quantités rejetées en 2016 sont de 309 MBq (ne figurent pas en Tableau 1) induisant une dose au groupe de population de référence de 0.0002 mSv. ISOLDE a rejeté de très faibles quantités de gaz rares (Xe, Kr), d'iode et de tritium sous forme gazeuse via la cheminée de l'installation MEDICIS. Ces rejets sont induits par la vidange des réservoirs de stockage du gaz provenant des systèmes du vide.

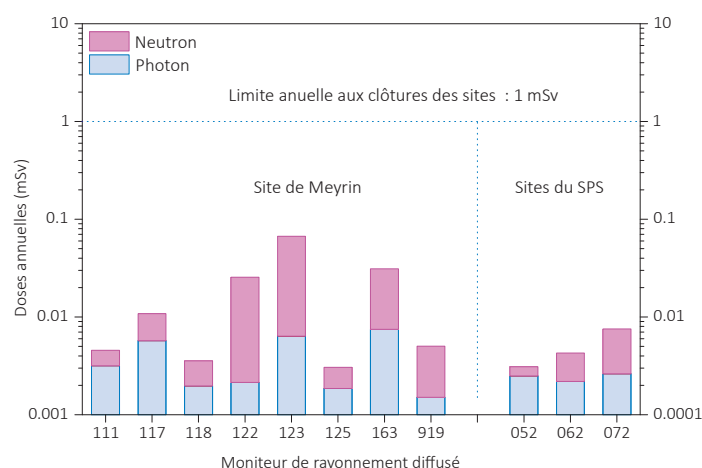


Figure 3: Equivalent de dose ambiante annuel net enregistré par les moniteurs de rayonnement diffusé (CERN, 2016).

Tableau 1:

Rejets radioactifs dans l'air (CERN, 2016).

Origine du rejet	Station(s)	Air rejeté	^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O , ^{41}Ar	^7Be aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		10^6 m^3	TBq	MBq	MBq	GBq
LINAC 4	VMS180	9	<0.001	<LD	<LD	<LD
PS BOOSTER	VMS175	165	0.4	100	2.5	4.6
ISOLDE via MEDICIS*	VMS169	84	<LD	<LD	<LD	14
ISOLDE	VMS170	46	8.2	<LD	0.8	9.2
Anneau principal PS	VMS176	525	1.8	<LD	<LD	31
	VMS177					
	VMS178					
	VMS179					
TT70 transfert PS-SPS	VMS173	71	0.2	<LD	<LD	3.6
n-TOF	VMS171	8.4	10	0.4	0.05	50
East Area	VMS181	16	3.1	43	1.4	0.4
Evaporation tritium	NA**	3.0	<LD	<LD	<LD	4.4
TT10 injection PS-SPS	VMS011	278	1.8	22	0.8	18
SPS BA5	VMS051	42	0.08	<LD	<LD	14
HIRADMAT	VMS070	16	<0.001	<LD	<LD	2.5
LHC Experiment ATLAS	VMS911	16	<0.001	0.01	0.01	<LD
	VMS912					
	VMS913					
	VMS914					

* Les réservoirs de gaz de l'installation ISOLDE rejettent ponctuellement leur contenu, après décroissance, via la cheminée de rejet de l'installation MEDICIS.

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

Rejets de substances radioactives dans les cours d'eau

Les effluents du CERN sont rejetés dans plusieurs cours d'eau qui rejoignent finalement le bassin du lac Léman ou le Rhône. Cependant, l'impact des rejets dans chaque cours d'eau doit être déterminé spécifiquement, car les membres du public ne peuvent être exposés aux immissions dans plusieurs cours d'eau à un moment donné. Les radionucléides rejetés se répartissent en quatre catégories :

- le tritium sous forme aqueuse (HTO),
- l'activité bêta totale imputable en grande majorité au ^{22}Na ,
- les rejets d'émetteurs de positrons de demi-vie courte (^{11}C , ^{13}N , $^{14,15}\text{O}$) et
- le ^{24}Na avec une demi-vie de 15 heures.

Le Tableau 2 présente les rejets de 2016, mais seulement pour les points de rejet où des radionucléides en concentrations supérieures aux limites de détection ont été mesurés. L'indice bêta global résiduel, c'est-à-dire corrigé pour la présence de ^{40}K naturel dans l'eau, est attribué au ^{22}Na exclusivement. Par conséquent, les rejets déclarés en bêta/gamma (^{22}Na) sont surestimés car une fraction ou la totalité de l'indice bêta global résiduel est en réalité induit par des radionucléides d'origines naturelles (p. ex. descendants de l'uranium).

Surveillance des immissions

Le Béryllium-7 (^7Be) est un radioélément faiblement radiotoxique, produit dans l'air par les particules de haute énergie. Il possède une grande affinité aux aérosols, ce qui permet de l'utiliser comme marqueur de rejets dans l'atmosphère de particules radioactives en suspension dans l'air provenant des accélérateurs (voir Tableau 1). Cependant, ce radioélément est également produit naturellement par les rayonnements cosmiques en atmosphère. Aux latitudes moyennes, la concentration en ^7Be dans l'air varie au cours de l'année, avec des maximums en début d'été et en été, lorsque la tropopause, une couche se situant entre la troposphère et la stratosphère, se rompt. L'air provenant de la stratosphère, riche en radioéléments produits par rayonnements cosmiques, est alors injecté dans la troposphère. Les pluies influencent aussi la concentration naturelle en ^7Be , car elles précipitent les aérosols en suspension dans l'air. La Figure 4 montre la concentration de ^7Be dans l'air ambiant collecté dans deux types de stations :

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

Les valeurs mesurées à proximité et loin des sites du CERN ont toutes corrélées, prouvant ainsi que la majeure partie de l'activité en ^7Be mesurée est d'origine naturelle. La mesure de l'échantillonneur d'aérosols à haut volume EAS973 situé au LHC-PA7 a été suffisamment sensible pour détecter le ^{22}Na naturel, aussi produit par rayonnements cosmiques. Les quantités mesurées, soit $< 0.001 \text{ mBq/m}^3$, correspondent à celles mesurées avant que le LHC ne soit en opération. Les mesures des filtres d'aérosols de la station de ventilation VMS907 du LHC PA7 n'ont pas mis de ^{22}Na en évidence.

Tableau 2 :

Rejets radioactifs dans les cours d'eau (CERN, 2016).

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	^{11}C , ^{13}N , $^{14,15}\text{O}$	^{24}Na	Rejeté dans:
		10^6 m^3	GBq	MBq	GBq	GBq	
Site de Préveessin, SPS	WMS021	0.39	28	58	2.1	0.23	Le Lion (F)
Site de Meyrin Sud-est	WMS101	1.8	1.4	47	<LD	<LD	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Ouest	WMS103	0.34	0.2	4.6	<LD	<LD	Le Lion (F)
AD infiltration	WS104	0.03	0.03	1.7	<LD	<LD	STEP*
Site SPS BA6 + site LHC PA1	WMS910	0.7	0.4	15	3.5	<LD	Nant d'Avril (CH)
Site LHC PA7	WMS970	0.006	0.02	0.07	<LD	<LD	Affluent du Marquet (F/CH)
CNGS**, rejet par le site du LHC PA8	WMS980	0.01	0.4	1.8	<LD	<LD	Le Nant (F)

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

Concernant l'environnement aquatique, des faibles concentrations en ^{54}Mn ont été mesurées dans des échantillons de bryophytes (mousses) et de sédiments prélevés dans la rivière le Lion (F). Les radionucléides proviennent de la Zone Nord du site de Prévessin (F) et les activités spécifiques sont au maximum équivalentes à 6% de la limite d'exemption [5]. Les bryophytes sont d'excellents bioaccumulateurs de pollution. Alors que la mesure de l'eau de rivière est une valeur instantanée, ces végétaux, qui peuvent être assimilés à des collecteurs, permettent d'identifier des radionucléides ayant été présents dans l'eau. Aucun autre radionucléide provenant du CERN n'a pu être détecté dans les autres échantillons d'eau,

de bryophytes et de sédiments. Tous les échantillons susmentionnés ont été collectés en septembre. Bien que les radionucléides aient été mesurés dans des échantillons provenant du territoire français, ils sont mentionnés dans ce présent rapport car la rivière le Lion rejoint l'Allondon, qui termine son cours dans le Rhône. Le Nant d'Avril, dont le flux est principalement alimenté par les eaux de rejet du CERN durant les périodes sèches, fait depuis 1998 l'objet de contrôles réguliers par l'Institut Forel de l'Université de Genève, mandaté par l'Office Fédéral de la Santé Publique (se référer au chapitre 8.6).

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

Impact radiologique

La dose efficace reçue par les membres du groupe de référence pour le site de Meyrin du CERN en 2016 a été calculée à partir des équivalents de dose ambiante mesurés aux barrières du site et des activités des substances rejetées dans l'air et l'eau, en utilisant un modèle de diffusion amélioré, basé sur les directives [2, 3]. La dose efficace totale de 0.012 mSv est induite pour environ deux tiers par le rayonnement diffusé et pour un tiers par les rejets de gaz de demi-vies courtes. Noter qu'il n'a pas été possible de tenir compte de l'éloignement du groupe de population de référence par rapport au site de Meyrin dans le calcul de la dose efficace induite par le rayonnement diffusé. Conséquemment, la dose efficace est très probablement surestimée.

Le groupe de population de référence exposé aux rejets d'effluents liquides dans le Nant d'Avril a reçu une dose inférieure à 0.0002 mSv.

Le rayonnement diffusé et les rejets en gaz de demi-vies courtes contribuent à 98% à la dose susmentionnée de 0.012 mSv. Ceux-ci sont surveillés en continu, garantissant ainsi un temps de réaction optimal en cas de dégradation du fonctionnement des installations.

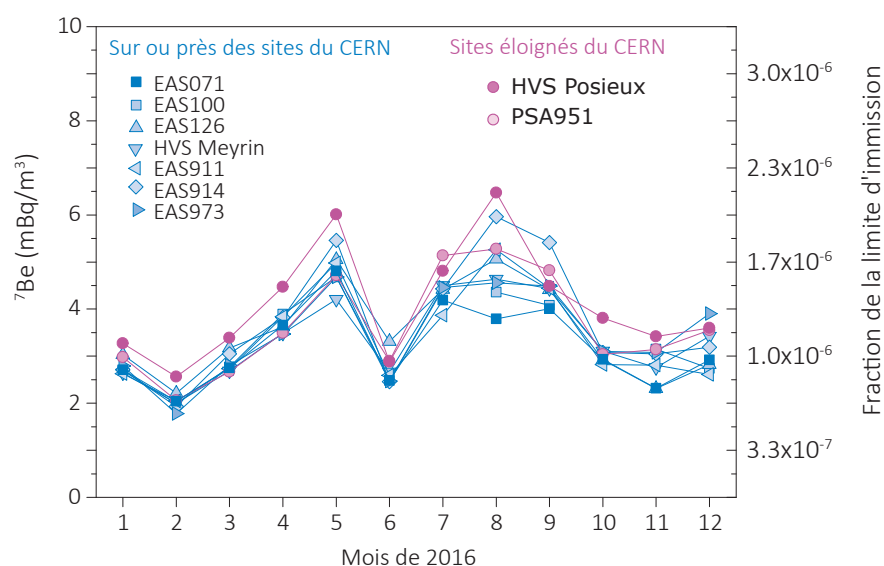


Figure 4:

Activités du ^{7}Be mesurées par le biais de 9 stations d'échantillonnage dont 7 sont situées sur ou proches des sites du CERN. EAS071: Site du SPS BA-7. EAS100 Site CERN de Meyrin. EAS126: Proche du PS. EAS914: Site du LHC PA1. EAS911: Proche d'une ferme de Meyrin. EAS973: Échantillonneur CERN à haut débit sur le site du LHC PA7 proche de Collex-Bossy/GE. HVS Meyrin, HVS Posieux: Échantillonneurs OFSP à haut débit, le premier se situant sur le site CERN de Meyrin et le second à Posieux/Fribourg [4].

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, pour l'année 2016 et à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a largement respecté la valeur limite de 0.3 mSv/a fixée dans la réglementation du CERN [1];
- Des techniques de mesure sensibles ont permis de détecter des radionucléides en faibles concentrations dans un seul échantillon environnemental. Les valeurs de concentration sont néanmoins restées inférieures à 6% des limites d'exemption. De fait, le marquage de l'environnement par les activités du CERN demeure très faible.
- 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 0.012 mSv avec la dose équivalente annuelle mesurée en plusieurs localités proches et éloignées des sites du CERN.

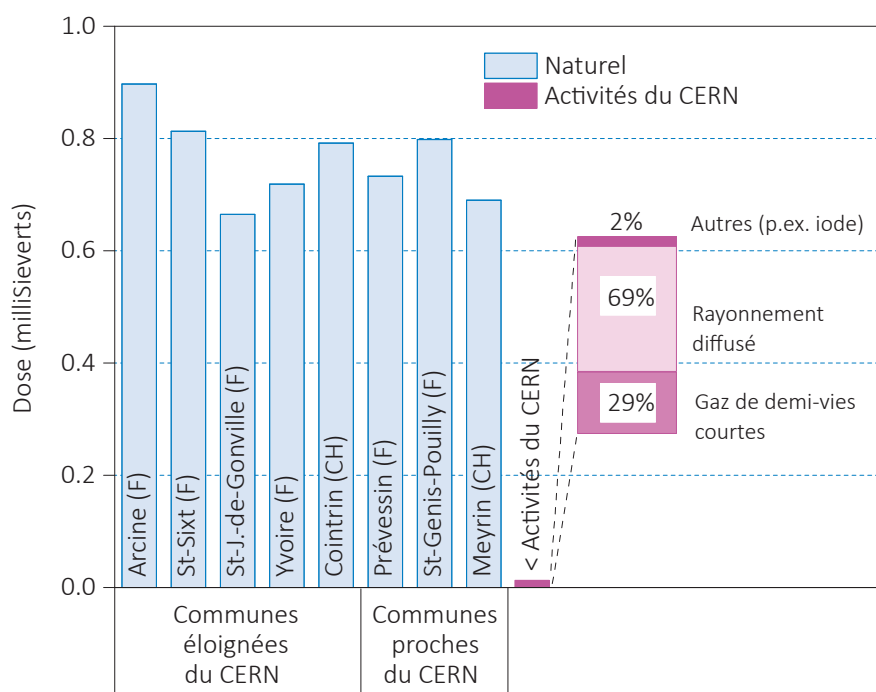


Figure 5:

Contribution des activités du CERN à la dose annuelle du groupe de référence du site de Meyrin, comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses situées à proximité. La contribution du CERN de 0.012 mSv doit être comparée à la valeur limite de dose de 0.3 mSv définie dans la réglementation du CERN [1].

Références

- [1] Code F Rev., Radioprotection- Manuel de radioprotection, CERN (2006).
- [2] Inspection fédérale de la sécurité nucléaire (IFSN), Calcul de l'exposition aux radiations ionisantes dans l'environnement due à l'émission de substances radioactives par les installations nucléaires, IFSN-G14/f rév.1 (2009).
- [3] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).
- [4] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement: Résultats des mesures 2016 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2017).
- [5] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2014), Annexe 3.

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
AWAKE	Advanced WAKEfield Experiment
GNGS	CERN Neutrino to Gran Sasso
CLIC	Compact Linear Collider, projet impliquant un collisionneur linéaire
CTF3	CLIC Test Facility, installation de test pour le projet CLIC
HIRADMAT	Hi Irradiation to Materials, tests d'irradiations de matériaux
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device- Séparateur de radio-isotopes en ligne
LEIR	Low Energy Ion Ring, stockage des ions lourds avant leur accélération par le PS
LHC	Large Hadron Collider- Grand collisionneur d'hadrons
LINAC2	Accélérateur linéaire pour les protons, injecteur du PSB
LINAC3	Accélérateur linéaire d'ions lourds, injecteur du LEIR
LINAC4	Accélérateur linéaire pour les protons, en cours de test
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

Chapitre / Kapitel 9:

**Industrien und
Spitäler**

**Industries et
hôpitaux**

9.1

Emissionen der Betriebe

Flavia Danini Fischer

Suva, Abteilung Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz, Bereich Physik/Strahlenschutz, 6002 Luzern

Zusammenfassung

Der Einkauf von radioaktiven Stoffen sowohl in den Produktionsbetrieben wie auch in den Forschungsbetrieben variiert stark je nach Auftragslage und Forschungsschwerpunkt. Sämtliche Abgabelimiten wurden im Berichtsjahr eingehalten.

Überwachte Betriebe

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

Produktionsbetriebe (Total 3 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

- Radioaktiv markierten Verbindungen für die Forschung (^3H)
- Kalibrierquellen (^{14}C , ^{90}Sr , ^{147}Pm , ^{204}Tl).
- Tritiumgaslichtquellen (^3H)

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

Tabelle 1 :

Einkauf radioaktiver Stoffe 2006- 2016.

	Isotope	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	10.54	5.74	4.07	7.53	15.11	10.03	6.31	7.58	7.62	11.51	3.85	PBq
	^{14}C	0.07	0	0.74	0.58	0.19	1.33	0.34	0.35	0	0.38	0.13	TBq
	^{147}Pm	0	0	0	13.03	5.76	0.07	1.55	15.26	19.66	13.16	13.19	TBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	5.28	10.93	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	3.8	7.6	0.2	11.4	18.8	11.4	15.5	22.8	8.7	28.4	23.6	TBq
	^{14}C	41.3	53.9	158.9	76.0	192.6	200.6	132.5	207.3	171.9	207.6	295.4	GBq
	^{32}P	0.5	0.9	0.9	1.4	1.0	1.4	1.6	2.1	7.9	7.3	9.1	GBq
	^{35}S	1.4	2.4	2.4	3.7	2.0	0.8	3.8	3.5	5.9	7.9	10.3	GBq
	^{51}Cr	0.3	0.1	0	0	0	0	3.2	3.8	3.5	4.1	5.1	GBq
	^{125}I	0.3	0.1	0.1	14.1	12.1	15.7	16.3	17.5	1.2	1.1	1.7	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.2	0.2	0.1	0.2	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	0.7	GBq
	^{14}C	0	0	0	0	0	0	0	0	96.8	116.2	133.6	MBq

Leuchtfarbenbetriebe

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

Forschungsbetriebe (Total 37 Betriebe)

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

Medizinisch analytische Laboratorien (Total 5 Betriebe)

Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I eingesetzt.

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

Resultate

Im Berichtsjahr 2016 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimite eingehalten. In den Tabellen 2a und 2b sind die Jahresabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. Der Synthesebetrieb bei Novartis wurde im Verlauf des Jahres eingestellt. Dies führte zu einer Reduktion der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umwelt. Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 83 der Strahlenschutzverordnung in einem bewilligten Ofen verbrannt wurden.

Die Tritium-Abgaben der beiden grossen Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in den Figuren 1a, 1b und 1c graphisch dargestellt. Der erhöhte Abgabewert von 2010 ans Abwasser bei RC Tritec AG ist zurückzuführen auf die Umbauarbeiten in den Labors, welche in diesem Jahr stattgefunden haben. Die bei der Dekontamination angefallenen wässrigen radioaktiven Flüssigkeiten wurden unter Einhaltung der in der Bewilligung festgehaltenen Abgabelimite 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 Jahresabgabelimite der beiden Produktionsbetriebe zusammengefasst.

Tabelle 2a :

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2016 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimite (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	57.7 (org.) 0.9 (Gas)	1.4	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	5.4 (org.) 0 (Gas)	0.6	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b :

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2016 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimite (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	1.9	0.2	80	40
Novartis Pharma AG	3.5	0.2	300	30

Tabelle 3 :

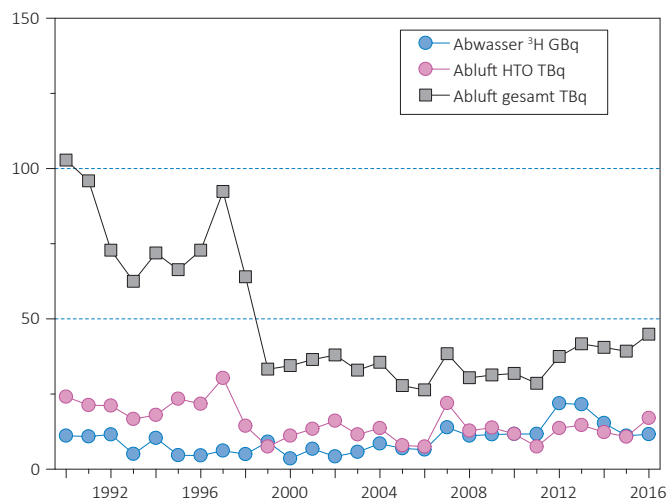
Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel während des Jahres 2016 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	703.9	129.2	0
Bewilligungslimite	4'000	450	8.0

Tabelle 4 :

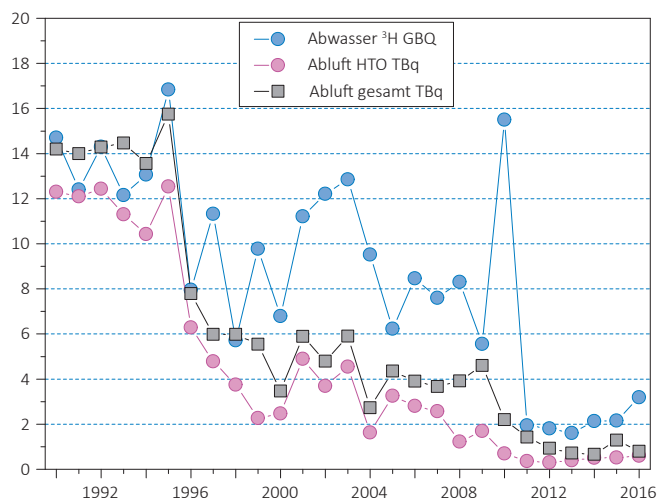
Jahresabgabelimite der Produktionsbetriebe.

	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



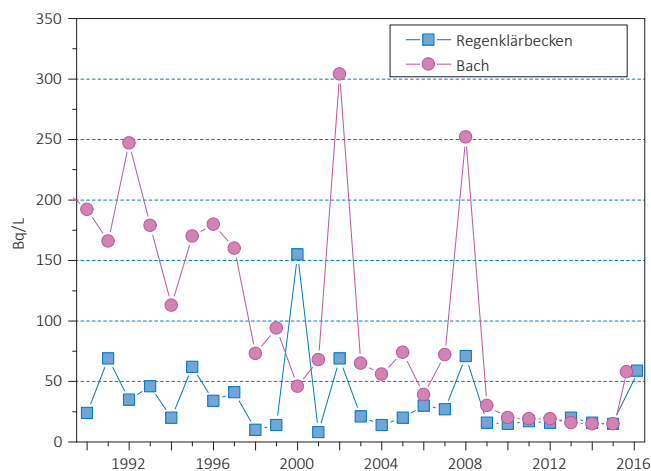
Figur 1a :

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, N. Stritt, Th. Flury

Sektion Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Der Umsatz der zur Therapie verwendeten Radionuklide in den nuklearmedizinischen Instituten bleibt in etwa konstant. Nebst dem ^{131}I zur Schilddrsentherapie wird vor allem ^{177}Lu zur Behandlung von neuroendokrinen Tumoren sowie ^{90}Y (Behandlung von neuroendokrinen Tumoren, SIR-Therapie oder Radiosynoviorthese) eingesetzt. Die Verwendung des Alpha-Strahlers ^{223}Ra zur Behandlung von Patienten mit Prostatakarzinom ist weiterhin leicht zunehmend. Die Abgabe von Radionukliden ans Abwasser aus stationären Behandlungen ist gegenüber dem Vorjahr um fast 30% gesunken, dies vor allem durch die erfreuliche Tatsache, dass es keine strfallmssigen Abgaben gab. Die Abgabe der zu diagnostischen Zwecken verwendeter Radionuklide wie $^{99\text{m}}\text{Tc}$ oder ^{18}F ans Abwasser unterliegt keiner systematischen Kontrolle, da die Immissionsgrenzwerte für diese kurzlebigen Radionuklide nicht überschritten werden können.

Ausgangslage

Spitäler und Institute, die offene radioaktive Quellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren sind verpflichtet, den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die Abgabemenge kontaminierter Abwässer an die Umwelt dem BAG jährlich zu melden.

Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I , das zur Schilddrsentherapie 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 $5\text{ }\mu\text{Sv/h}$ in einem Abstand von 1 m unterschritten wird. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgabelimite an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Andere Radionuklide wie zum Beispiel ^{90}Y , ^{177}Lu oder ^{223}Ra werden bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung und Therapie verwendet sowie bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke appliziert. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität.

Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb bewilligte Abgabeaktivität radioaktiver Stoffe ans Abwasser richtet sich nach Art. 102 Abs. 2 der Strahlenschutzverordnung (StSV). Danach darf die Aktivitätskonzentration in öffentlich zugänglichen Gewässern (in der Regel am Ausgang der Abwasseraufbereitungsanlage) im Wochenmittel 1/50 der Freigrenze nicht überschreiten. Die in der Praxis durch das BAG bewilligte Abgabelimite für ^{131}I beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ^{131}I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (^{90}Y , ^{177}Lu) wird dieser Anteil in ^{131}I Äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivität mit einbezogen. Die Spitäler sind verpflichtet, die Abgaben radioaktiver Abwässer so gering wie möglich zu halten und dazu laufend organisatorische und technische Optimierungsmassnahmen vorzunehmen.

Tabelle 1:

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2016 in GBq.

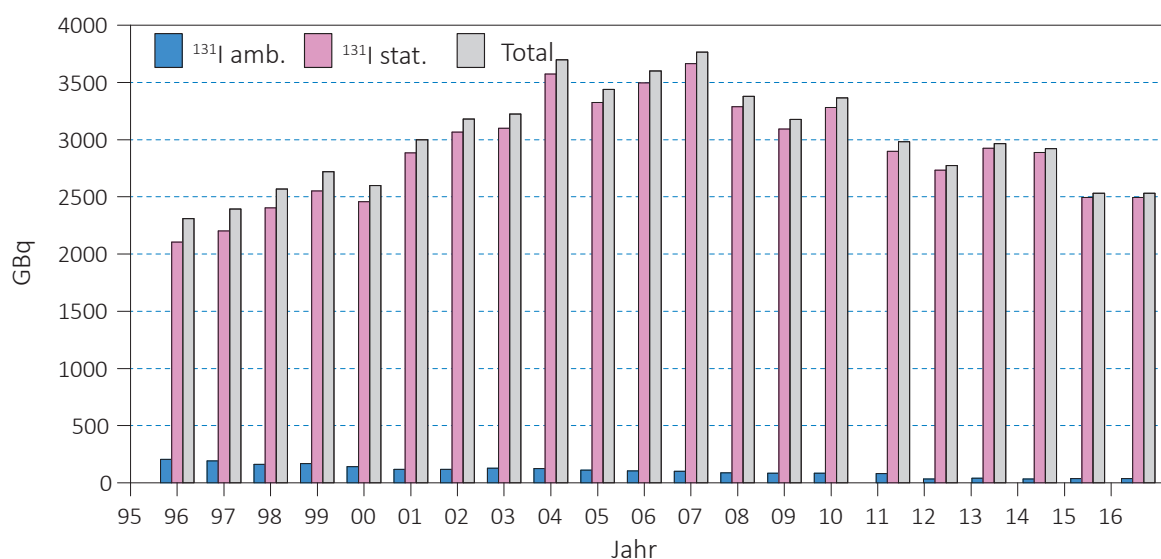
Spital	^{131}I amb.	^{131}I stat.	^{186}Re	^{169}Er	^{90}Y	^{153}Sm	^{177}Lu	^{223}Ra
Kantonsspital Aarau	0.40		0.08		2.04			0.61
Kantonsspital Baden		144.30						
Klinik Linde Biel	1.80							0.02
Klinik Engeried Bern								0.07
Inselspital Bern	0.44	520.00			1.32		88.80	0.24
Kantonsspital Bruderholz					1.11			
Kantonsspital Liestal								0.06
St. Claraspital Basel	2.52					2.00		0.06
Universitätsspital Basel		220.89	0.37		567.76		2'607.58	0.17
HFR Fribourg		97.79	0.16	0.23	0.19			0.19
HU Genève	1.31	182.77			40.89			0.22
Hôpital de la Tour Meyrin					0.15			0.05
GRGB Santé SA, Genève	0.38							0.06
Kantonsspital Graubünden Chur	0.13	54.71			1.11			0.26
Hirslanden-Klinik St. Anna Luzern					47.25			
Luzerner Kantonsspital					56.66			0.32
Hôpital Neuchâtelais	1.34		0.11					0.14
Kantonsspital St. Gallen	0.44	166.00	0.33	0.32	27.56		45.67	0.27
Bürgerspital Solothurn	0.20	39.86			0.56			0.06
Kantonsspital Olten								0.01
Spital Thurgau		52.64	0.48	0.10	1.30			0.06
Ospedale Regionale Bellinzona	1.60	89.68			3.70	2.00		0.08
Ospedale Civico Lugano	1.20			0.07	1.85			
Clinique de la Source Lausanne	2.64							0.08
Clinique Genolier	0.13							0.11
CHUV Lausanne		259.45	0.51	0.04	170.83		59.82	0.18
RSV Hôpital du Valais Sion		48.80						
Affidea CIV Sion					0.55			
Stadtspital Waid Zürich	3.47			0.04				0.00
Klinik Hirslanden Zürich			0.16	0.04	0.20			0.14
Universitätsspital Zürich		332.96		0.11	87.35		238.58	0.20
Kantonsspital Winterthur	7.22	175.55	0.15		76.25			0.32
Stadtspital Triemli Zürich		207.06			9.88			0.15
Schweiz gesamt 2016	25.2	2'592.5	2.3	1.0	1'098.5	4.0	3'040.4	4.1
Schweiz gesamt 2015	36.7	2'493.6	2.3	0.89	1'204.5	7.20	2'954.4	3.4

In der letzten Märzwoche 2016 haben sowohl das Triemli als auch das Universitätsspital Zürich, mit Zustimmung des BAG, grössere Aktivitäten von ^{131}I an das Abwasser abgegeben (insgesamt 391 MBq). Die fortlaufenden Messungen der EAWAG von Wasserproben aus der Kläranlage Werdhölzli zeigten für diese Woche zwar einen erhöhten Durchschnittswert von $2.0 \pm 0.2 \text{ Bq/l } ^{131}\text{I}$, der Immissionsgrenzwert von 10 Bq/l im Wochenmittel war aber gut eingehalten.

Tabelle 2:

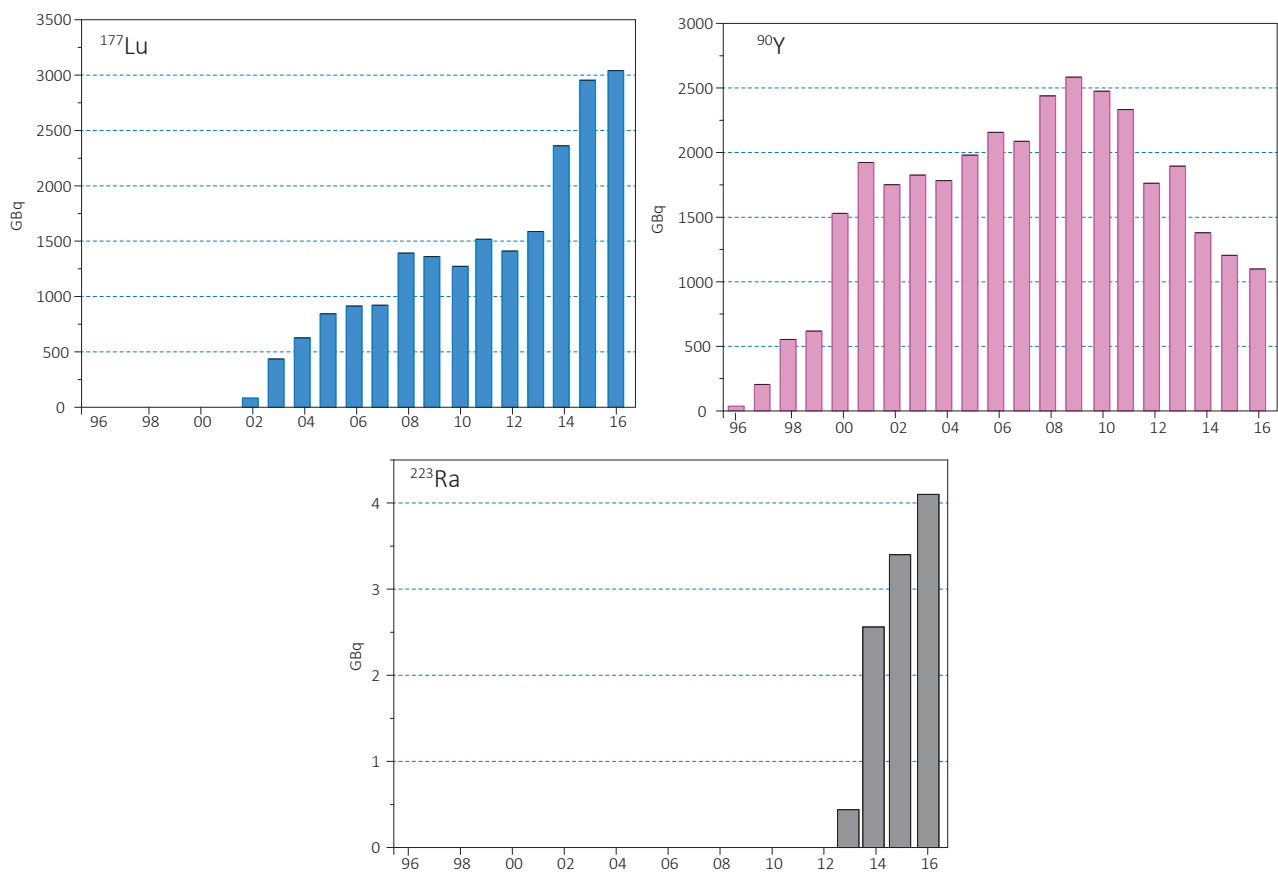
Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2016 in MBq.

Abgabe MBq/Monat Nuklearmedizin	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Total 2016 MBq
KS Chur	0.0	0.5	0.0	0.1	0.0	1.9	0.0	5.8	0.0	8.4	0.3	6.1	23
BS Solothurn	0.0	0.1	0.0	0.0	8.2	0.0	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	8.1	21
OR Bellinzona	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	0.0	14
KS St. Gallen	8.2	28.6	32.5	1.1	0.0	0.8	0.3	0.1	0.0	3.4	0.0	0.0	75
Triemli Zürich	226.6	171.8	353.7	101.5	0.0	91.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	29.1	974
HFR Fribourg	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	2.5	13.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16
HU Genève	12.5	16.0	96.7	0.0	62.0	0.0	0.0	0.0	11.0	0.0	0.0	0.0	198
RSV Sion	11.0	18.0	15.1	15.0	7.6	6.3	0.0	3.5	0.0	0.0	8.2	2.9	88
KS Baden	66.9	65.8	25.9	67.9	32.5	27.0	37.5	26.1	36.6	54.2	40.1	11.6	492
CHUV Lausanne	1.6	1.3	7.2	24.8	0.0	7.1	11.7	9.6	11.9	34.4	18.7	33.9	162
US Basel	217.8	289.6	410.3	349.7	396.8	351.0	308.8	423.8	381.4	330.7	372.4	195.7	4'028
KS Winterthur	10.0	3.0	4.0	0.0	14.0	5.0	13.0	28.0	0.0	50.0	29.0	0.0	156
US Zürich	0.0	0.0	100.6	19.3	0.0	0.0	0.0	10.5	37.0	0.0	14.6	12.9	195
Insel Bern	109.6	79.3	61.9	22.8	51.5	10.3	6.5	15.3	10.1	9.1	4.3	1.4	382
Gesamte Schweiz													7'000

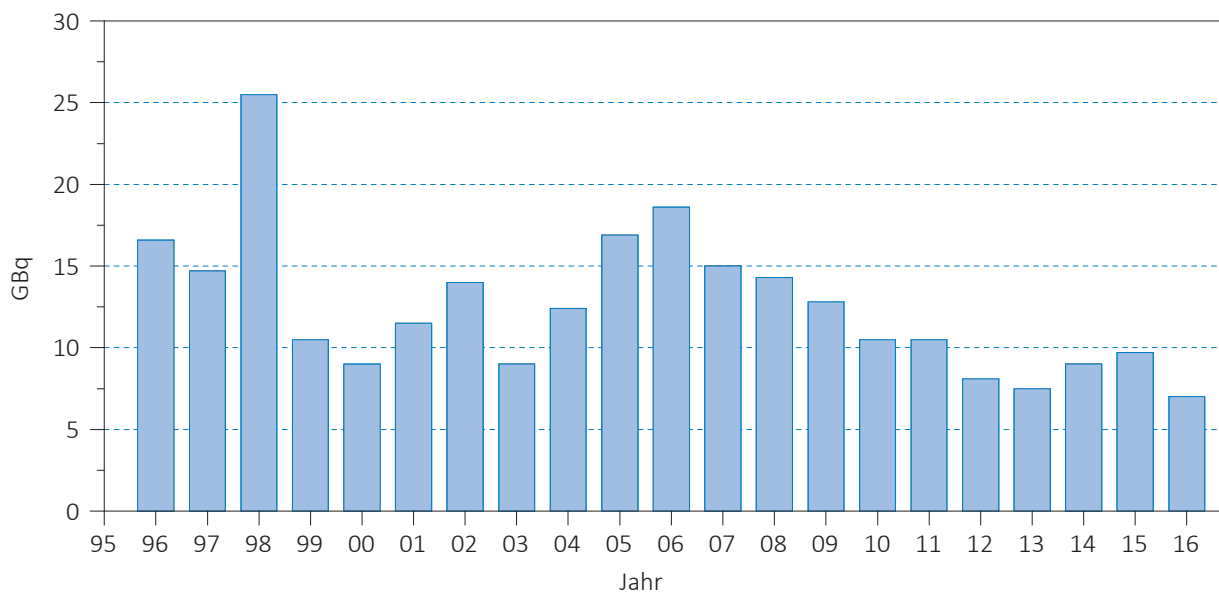


Figur 1:

Umsatz an ^{131}I zu therapeutischen Zwecken in GBq



Figur 2:
Umsatz weiterer Therapie-Nuklide in GBq



Figur 3:
Abgabe von ¹³¹I ins Abwasser in GBq

9.3

Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets

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

Section Radioactivité de l'environnement URA / OFSP 3003 Berne

M. Zehringer

Kantonaes Labor Basel-Stadt, 4012 Basel

Résumé

Les résultats de la surveillance effectuée en 2016 au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate de ces entreprises, en particulier à Niederwangen. En effet, les concentrations enregistrées dans les précipitations prélevées au mois d'août au voisinage de l'entreprise mb Microtec ont atteint 1'990 Bq/l, soit environ 17% de la limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public. Des valeurs plus élevées de tritium ont également été mesurées dans les denrées alimentaires prélevées au voisinage de l'entreprise. Ces augmentations sont dues à un rejet de tritium vers l'atmosphère plus important (tout en restant inférieur aux limites autorisées) au mois d'août. Les doses supplémentaires occasionnées pour la population avoisinante sont restées très faibles.

Les résultats des mesures des eaux des stations d'épuration et des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération n'ont révélé aucune valeur anormale. Comme par le passé, des concentrations plus élevées de tritium ont été enregistrées à quelques reprises dans les échantillons hebdomadaires d'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville. Celles-ci n'ont toutefois pas entraîné d'augmentation mesurable de la concentration de tritium dans les eaux du Rhin.

Introduction

A la manière des installations nucléaires, les entreprises qui utilisent des substances radioactives et qui disposent d'une autorisation réglementant leurs rejets dans l'environnement font l'objet d'une surveillance particulière, mise en place par la SUVA (autorité de surveillance pour les industries) et l'OFSP. Ces programmes spécifiques commencent au terme source, par la surveillance des rejets: les exploitants sont en effet tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités. La SUVA vérifie ces déclarations par le biais de mesures de contrôle.

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions de ces entreprises, à savoir des concentrations radioactives effectivement présentes dans l'environnement dans leur voisinage.

Tableau 1 :

Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ^3H en 2016. A noter qu'en raison de la sécheresse, aucun échantillon n'a pu être récolté en décembre.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Mediane/moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	14 - 120	41 / 45
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	22 - 221	77 / 79
Garage 200 m SW de l'entreprise	28 - 171	59 / 72
Gemeinde KÖniz 180 m NNW de l'entreprise	33 - 510	69 / 103
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	54 - 1'986	305 / 405

L'OFSP coordonne également un programme spécifique de prélèvements et de mesures des eaux des stations d'épuration ainsi que des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération des déchets. La surveillance des stations d'épuration permet d'évaluer les rejets de certaines substances radioactives dans l'environnement par les industries et les hôpitaux. Celle des usines d'incinération vise à s'assurer, autant que possible, qu'aucun déchet radioactif ne soit accidentellement ou intentionnellement éliminé par le circuit des ordures conventionnelles.

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H

Certaines industries ont recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. C'est le cas des entreprises Mb Microtec à Niederwangen/BE et de RC Tritec à Teufen/AR. Les émissions de ces entreprises sont détaillées au chapitre 9.1.

Dans le cadre de la surveillance de l'environnement dans leur voisinage, l'OFSP collecte des échantillons de précipitations à Teufen/AR ainsi qu'en 4 endroits distincts à Niederwangen/BE. La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2016 sont résumés dans le tableau 1. A titre de comparaison, notons que les concentrations mensuelles de tritium mesurées dans les précipitations à la station de référence de Posieux en 2016 sont restées inférieures à 2 Bq/l. Les résultats de la surveillance mise en œuvre au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium montrent ainsi un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate de ces entreprises, en particulier au voisinage de mb-Microtec à Niederwangen.

La figure 1 présentent les concentrations de tritium enregistrées en 2016 dans les précipitations des stations de collecte «Bauernhaus» (située à 300 m au sud est de l'entreprise) et «Firma Schär» (située à 320 m au nord est de l'entreprise). Avec une concentration de 1'990 Bq/l au mois d'août, c'est dans cette station qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année. Cette valeur représente environ 17% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) pour les eaux accessibles au public. A titre indicatif, notons que la consommation régulière pendant un mois (soit 54 l) d'une eau ayant une concentration de 1'990 Bq/l conduirait à une dose supplémentaire de l'ordre de 4.5 μSv . Ces augmentations sont dues à un rejet de tritium vers l'atmosphère plus important, mais respectant les limites autorisées, au mois d'août.

A Niederwangen, l'activité du ^3H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 1). Les valeurs obtenues en 2016 se sont échelonnées entre 1.2 et 24.4 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 4.4 Bq/m³. Comme pour les précipitations, les valeurs maximales ont été enregistrées fin août/début septembre.

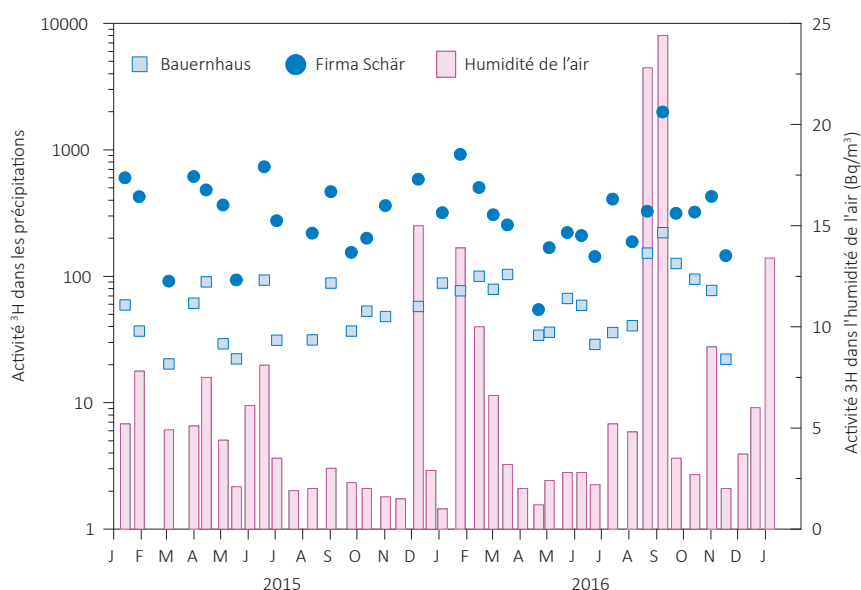


Figure 1 :

Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) enregistrées en 2015 et 2016 à Niederwangen/BE.

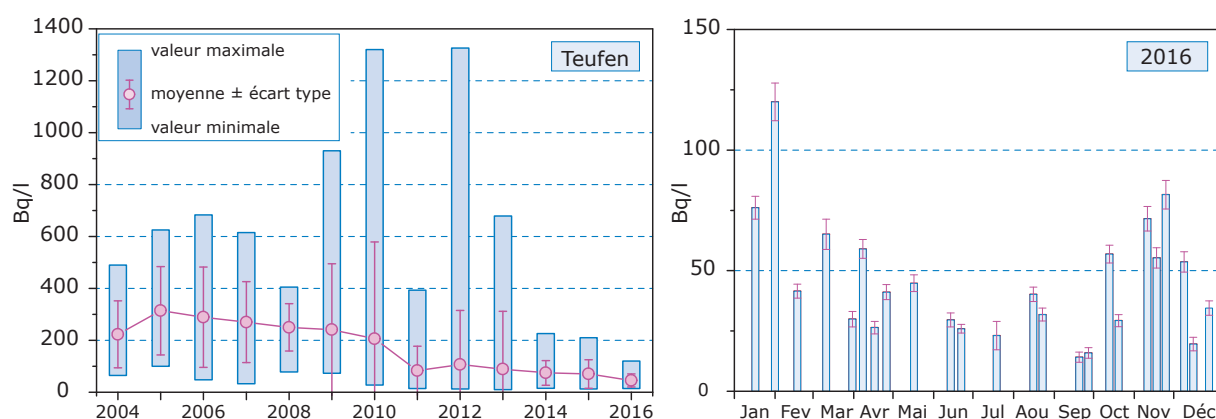


Figure 2 :
Concentration du tritium mesurée dans les précipitations de Teufen / AR entre 2005 et 2016.

Des valeurs plus élevées de tritium ont également été mesurées dans les denrées alimentaires prélevées par le canton de Berne au voisinage de l'entreprise début septembre, atteignant 212 Bq/l dans une salade. Dans les distillats des autres produits récoltés, les concentrations en tritium se sont échelonnées entre 13 et 31 Bq/l pour le lait (3 échantillons) et entre 23 et 131 Bq/l pour les 11 échantillons de fruits et légumes (pommes, rhubarbe, tomates, carottes et laitues). Si ces valeurs sont plus élevées que celles enregistrées au cours de la période 2008 - 2015, elles sont toutes inférieures à la valeur de tolérance pour le tritium dans les denrées alimentaires, fixée à 1'000 Bq/kg dans l'OSEC. Ces denrées ne représentent donc pas de risque pour la santé du consommateur. L'OFSP(URA) a procédé à des prélèvements supplémentaires de denrées alimentaires environ 1 mois plus tard (14.10) pour contrôle. Les concentrations en ^3H enregistrées dans les 2 échantillons de salade et dans celui de poireaux étaient alors de l'ordre de 50 à 70 Bq/l. A noter que l'activité du tritium mesurée dans l'herbe en octobre dépassait par contre les 1'600 Bq/l.

La figure 2 montre le suivi des concentrations de ^3H enregistrées dans les précipitations collectées à 65 m à l'est de la cheminée de la firme RC Tritec à Teufen et mesurées par l'OFSP au cours des 10 dernières années. Avec une concentration maximale de 120 Bq/l (soit 1% de la valeur limite d'immission) et moyenne de 45 Bq/l, les valeurs 2016 sont encore en diminution par rapport aux années 2014 - 2015 et sont les plus faibles observées depuis le début de la surveillance.

Les résultats des mesures supplémentaires effectuées par la SUVA dans des échantillons de l'environnement au voisinage de RC TRITEC (Voir figure 1c, chapitre 9.1) confirment ce constat.

Tableau 2 :

Tritium (^3H) et ^{131}I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP) en 2016.

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	^{131}I	49	< 0.05 - 0.5	0.1	-
		^3H	49	< 2.0 - 20.1	-	-
Incineration Bâle	KL-BS	^{131}I	51	< 0.1 - 4.2	0.3	-
		^3H	56	18 - 24'000	107	1'029
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	51	< 0.1 - 0.1	-	-
	URA/OFSP	^3H	12	< 5 - 90.2	5.8	-
STEP Bienne	URA/OFSP	^3H	52	< 10 - 1.9	-	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	^3H	46	< 10 - 704	-	-
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	43	< 0.3	-	-
		^3H	11	< 2.0 - 3.0	-	-
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	52	< 0.2 - 2.0	-	-
	URA/OFSP	^3H	13	< 5.0 - 11.1	-	-

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. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2016.

Depuis début janvier 2016, le laboratoire cantonal de Bâle a renoncé aux mesures journalières du tritium dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle. Un mélange des échantillons journaliers est maintenant mesuré chaque semaine. Les pics de concentration journalière de ^3H dépassant les 100'000 Bq/l observés par le passé durant un à deux jours ne peuvent plus être mesurés, toutefois à la mi-novembre 2016, un épisode analogue a pu être mis en évidence puisqu'une concentration hebdomadaire de 24'000 Bq/l a été enregistrée. Deux autres pics de concentration hebdomadaire, certes plus faibles, mais dépassant tout de même les 8'000 Bq/l (valeurs de 8'645 et 8'861 Bq/l) ont également été détectés. Ce phénomène avait déjà été observé en 2003 - 2005 ainsi qu'en 2014 - 2015. Malgré les recherches menées la SUVA en collaboration avec l'OFSP et le laboratoire cantonal de Bâle-Ville, son origine n'avait malheureusement toujours pas pu être éclaircie. La combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois une explication possible.

Notons encore que les eaux de lavage des fumées sont ensuite diluées dans les eaux de la station d'épuration, avant d'être rejetées dans le Rhin. Le tableau 2 montre que les concentrations de ^3H dans les échantillons hebdomadaires d'eau de la STEP de Bâle n'ont pas dépassé les 20 Bq/l. Les mesures mensuelles du ^3H dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, n'ont par ailleurs montré aucune augmentation des teneurs en ^3H dans le Rhin en relation avec les pics de concentration observés dans l'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle.

Les concentrations de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds sont restées faibles en 2016, à l'exception de la période fin novembre/début décembre où durant deux semaines consécutives des concentrations voisines de 700 Bq/l ont été enregistrées. Il s'agit des plus fortes valeurs enregistrées depuis 10 ans. A noter que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de La Chaux-de-Fonds arrivent dans la STEP, raison pour laquelle des valeurs plus élevées peuvent parfois y être mesurées. La figure 3 montre qu'après la nette diminution observée jusqu'en 2008, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^3H dans les ateliers de posage de la région et l'arrêt complet de cette activité en 2008, les concentrations de tritium dans les eaux de la STEP de la Chaux-de-Fonds se sont stabilisées à des niveaux généralement faibles. A la STEP de Bienne, les concentrations de tritium pour l'année 2016 sont restées inférieures ou voisines de la limite de détection de 10 Bq/l. A la STEP de Werdhölzli à Zürich, aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être décelé dans les échantillons hebdomadaires d'eaux prélevés et mesurés par l'EAWAG, à l'exception du ^{131}I décelés dans 6 échantillons (valeurs de 0.3 Bq/l et 2.0 Bq/l).

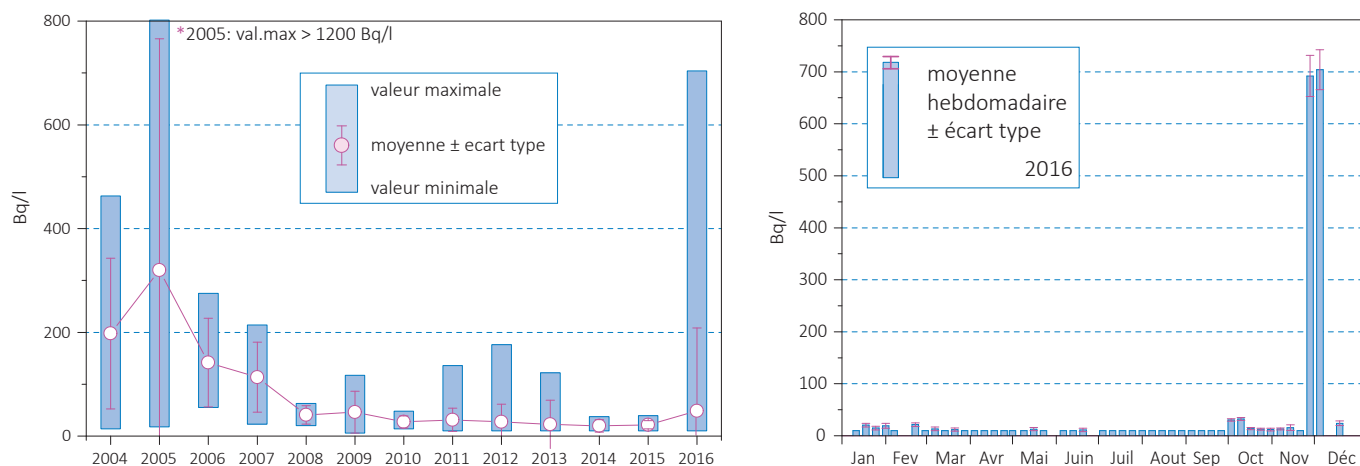
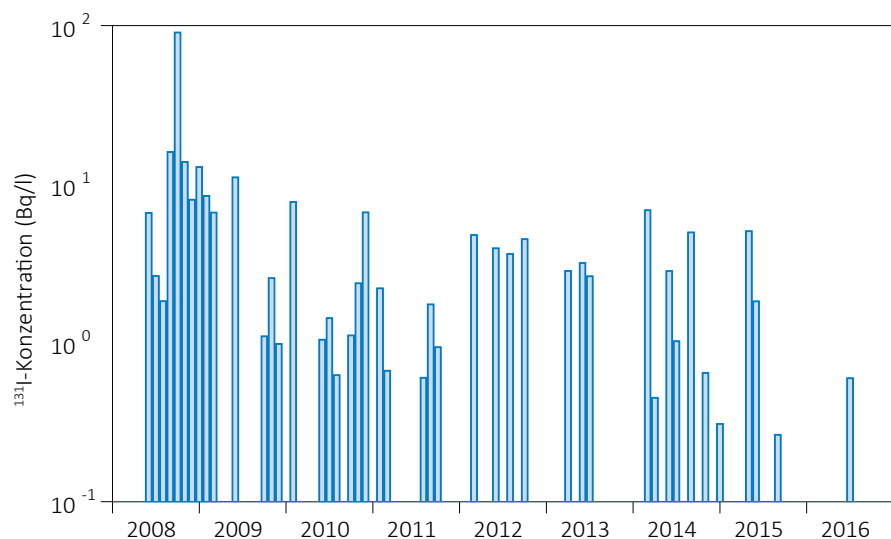


Figure 3 : Concentrations du tritium mesurées dans les eaux de la station d'épuration de La Chaux-de-Fonds entre 2004 et 2016.

La figure 4 montre les concentrations de ^{131}I mesurées entre 2008 et 2016 dans les échantillons d'eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz à Zürich par l'EAWAG. Les échantillons sont prélevés chaque mois par sondage. En 2016, seul un échantillon a présenté une concentration en ^{131}I supérieure à la limite de détection de 0.2 - 0.3 Bq/l.

Conclusions

Les résultats des mesures effectuées en 2016 à proximité des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement par ce radionucléide dans leur voisinage immédiat, en particulier à Niederrwangen. Dans les précipitations, les concentrations en ^3H ont atteint au maximum env. 17% de la valeur limite d'immissions définie dans l'ORaP pour le tritium dans les eaux accessibles au public. Si des valeurs plus élevées de ^3H ont été mesurées dans les échantillons de denrées alimentaires (avec une concentration maximale de 212 Bq/l dans un échantillon de salade), aucun dépassement de la valeur de tolérance fixée à 1'000 Bq/l selon l'OSEC n'a pu être mis en évidence. Toutes les valeurs mesurées sont ainsi restées inférieures aux limites légales. Quant aux doses supplémentaires qui résulteraient de la consommation régulière de tels produits, elles resteraient inférieures à 10 μSv .



Figur 4 :
Concentrations de ^{131}I (Bq/l) enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz de 2008 à 2016 (prélèvement et analyse effectués par l'EAWAG).

L'origine du tritium ayant à nouveau conduit en 2016 à des augmentations ponctuelles mais significatives de la concentration de ce radionucléide dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville n'a toujours pas pu être déterminée avec certitude, mais il provient sans doute de la combustion de montres ou d'objets contenant du tritium, jetés aux ordures ménagères. Ces augmentations n'ont toutefois donné lieu à aucun marquage mesurable des eaux du Rhin.

9.4

Plan d'action radium 2015-2019

S. Estier

Section Radioactivité de l'environnement URA / OFSP 3003 Berne

Résumé

En mai 2015, le Conseil fédéral a approuvé le Plan d'action radium 2015 - 2019 afin de régler le problème des héritages radiologiques liés à l'application de peinture luminescente au radium dans l'industrie horlogère jusque dans les années 1960. Les quatre axes principaux de ce plan sont la recherche historique des bâtiments potentiellement contaminés, les mesures de diagnostic du radium dans ces bâtiments, la réalisation d'un assainissement en cas de dépassement de la limite de 1 milliSievert (mSv) par an et la surveillance des décharges pouvant contenir des déchets de radium. L'état d'avancement des travaux dans ces quatre domaines ainsi que les modalités d'information du public sont présentés ci-après.

Recherche historique

La recherche des bâtiments potentiellement contaminés se poursuit et sera clôturée par la publication d'un rapport en 2017. Elle confirme que les objets en question se situent principalement dans les cantons de Neuchâtel, de Berne et de Soleure, environ un tiers de ces objets ayant déjà été examiné.

Diagnostics du radium

La démarche consiste à mesurer le débit de dose sur une grille 1 mètre sur 1 mètre sur toute la surface du bâtiment concerné, à une hauteur de 10 cm et de 1 mètre. Si le débit de dose ne dépasse en aucun point les 100 nSv/h, les locaux sont déclarés non affectés par le radium. Dans le cas contraire, l'exposition des habitants est calculée à l'aide d'un modèle tenant compte des valeurs mesurées. Si la dose annuelle dépasse 1 mSv, un assainissement est à entreprendre.

Dans le cas des espaces extérieurs, notamment les jardins, on procède à une mesure du débit de dose ambiant à 1 mètre du sol sur une grille de 1 mètre sur 1 mètre. Aux endroits où ce débit est supérieur à 100 nSv/h, on procède à un prélèvement de terre qui est ensuite mesuré par spectrométrie en laboratoire. Un assainissement est requis si la concentration de radium dans le sol dépasse 1'000 Bq/kg.

Jusqu'ici, 200 objets (bâtiments et jardins limitrophes) ont été examinés. Parmi ceux-ci, 41 ont présenté une contamination au radium nécessitant un assainissement, afin d'atteindre l'objectif de protection fixé dans le cadre du plan d'action.

Assainissements liés au radium

La démarche d'assainissement comprend la planification, la dépollution, la remise en état, le contrôle final de l'atteinte de l'objectif ainsi que l'élimination des déchets. L'objectif de l'assainissement est de limiter la dose effective annuelle des habitants à 1 mSv. On tentera toutefois d'optimiser la réduction des contaminations et d'atteindre un débit de dose ambiant inférieur à 100 nSv/h à 10 cm du sol.

Les modalités d'assainissement étant spécifiques à chaque objet, leur description générique n'est pas réalisable. Citons toutefois les mesures les plus fréquemment mises en œuvre: enlèvement de matériaux contaminés (tapis, radiateur), de revêtements de sols et d'anciennes isolations (plancher, parquet, scories), ponçage de revêtements (peinture, rebords de fenêtre), ou encore enlèvement de la terre (jardins, pelouses). La conduite de ces travaux est délicate, car il s'agit d'optimiser les démarches, à savoir garantir l'habitabilité de l'objet tout en maintenant l'engagement financier et les nuisances pour les résidents à des niveaux acceptables.

Les déchets faiblement contaminés au radium sont entreposés de manière temporaire, puis triés. Les déchets dont l'activité est inférieure à la limite d'exemption (LE) sont traités comme des déchets conventionnels. Les matériaux inertes dont l'activité spécifique est inférieure à 1'000 fois la limite d'exemption sont déposés en décharge conformément à l'article 82 de l'ORaP, alors que ceux qui dépassent cette valeur entrent dans la filière des déchets radioactifs. Les déchets combustibles d'une activité inférieure à 1'000 fois la limite d'autorisation (LA) sont acheminés en station d'incinération avec l'assentiment de l'autorité de surveillance conformément à l'article 83 de l'ORaP. Au-delà de cette activité, ils entrent dans la filière des déchets radioactifs.

Sur les 41 assainissements nécessaires à ce jour, 25 bâtiments ont déjà été assainis ou sont en cours d'assainissement. La démarche se poursuivra en 2017.

Surveillance des décharges et autres sites contaminés

L'OFSP est chargé de mettre en place une surveillance radiologique appropriée dans les décharges en activité avant 1970 ainsi que d'autres sites identifiés comme potentiellement contaminés au radium, afin de garantir un suivi de la situation, notamment lorsque le site doit être assaini ou réhabilité. Ce volet du plan d'action est mis en œuvre en étroite collaboration avec l'OFEV ainsi que les communes et cantons concernés par ces sites.

Plus de 8'000 anciennes décharges en activité avant 1970 figurent dans le cadastre des sites pollués dans les cantons où des peintures luminescentes au radium ont été utilisées et sont donc susceptibles de contenir des déchets contaminés au radium. La mise en place d'une

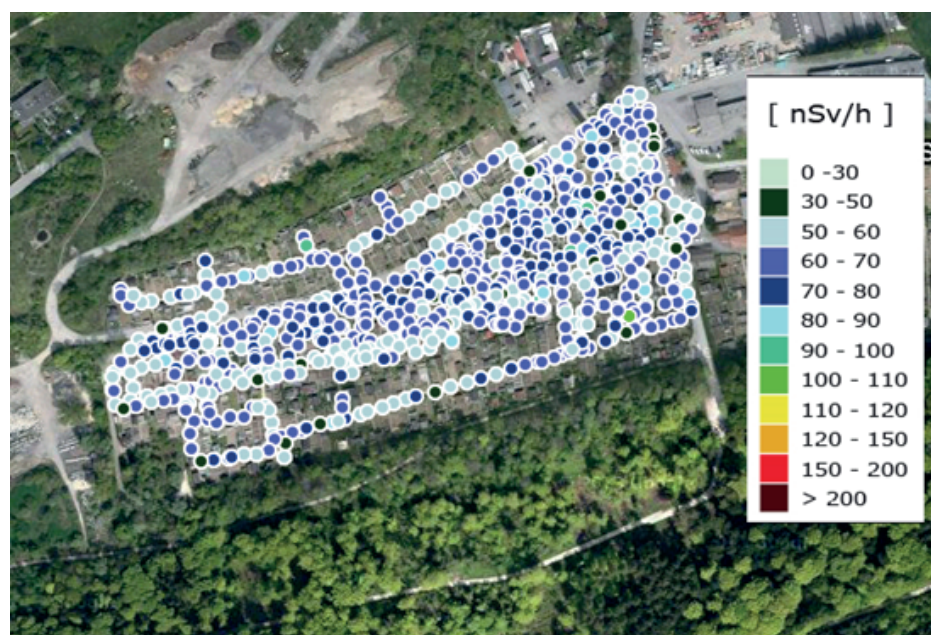


Figure 1 : Cartographie du débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ à 10 cm du sol en [nSv/h] dans la zone de l'ancienne décharge du Marais de Mâche, Bienne, 2016.

surveillance radiologique de chacun de ces sites est non seulement impossible en termes de ressources, mais serait disproportionnée. Relevons en effet que tant qu'une ancienne décharge reste fermée et que les déchets potentiellement contaminés sont inaccessibles, le risque sanitaire lié à la présence de radium est très faible. Ainsi, les décharges devant faire l'objet d'un assainissement selon l'ordonnance sur l'assainissement des sites pollués ont été jugées prioritaires pour examiner le bien-fondé d'y mettre en place une surveillance du radium. Les investigations correspondantes débiteront en 2017.

Les premières analyses ont démarré en 2016 dans le cadre d'études préliminaires en vue de l'assainissement de plusieurs anciennes décharges, notamment à La-Chaux-de-Fonds ou à Teufen.

Par ailleurs, suite au marquage au radium 226 d'origine artificielle localement mis en évidence en 2015 dans les eaux souterraines prélevées dans la zone des effluents de l'ancienne décharge du Marais de Mâche (Bienne), actuellement occupée par des jardins familiaux, l'OFSP a procédé en 2016 à des mesures complémentaires par spectrométrie in situ, à des analyses du ²²⁶Ra dans des légumes prélevés sur place, ainsi qu'à une cartographie de l'exposition externe (débit d'équivalent de dose ambiante H*(10)) de la zone occupée par l'ancienne décharge (figure 1).

Les résultats des mesures in situ indiquent que toutes les valeurs mesurées sur le site correspondent à celles enregistrées ailleurs sur le plateau suisse et sont attribuables à la radioactivité d'origine naturelle présente partout dans les sols. Toute personne qui séjournerait durablement sur le site de l'ancienne décharge ne serait donc pas plus exposée à la radioactivité qu'en un quelconque autre endroit de Suisse. Par ailleurs les résultats des mesures effectuées en laboratoire n'ont révélé aucune valeur élevée pour le ²²⁶Ra ni dans la terre située en surface du site (entre les 10 et 30 premiers centimètres) ni dans l'échantillon de carottes et de salades. L'ensemble de ces analyses confirment donc que le risque pour la santé des personnes qui séjournent sur le site ou consomment des légumes cultivés dans ces jardins et dû à la présence éventuelle de déchets contaminés au radium dans l'ancienne décharge de Mettmoos est très faible.

Modalités d'information sur le plan d'action

Un comité de pilotage et un groupe d'accompagnement assurent un échange d'information permanent entre tous les acteurs du plan d'action. En outre, l'information du public est assurée par la mise à jour périodique de l'état d'avancement du projet sur le site internet de l'OFSP (www.ofsp.admin.ch), dont la version au 31.12.2016 est présentée dans le tableau ci-dessous

		Diagnostics effectuées	Cas sans nécessité d'assainissement	Cas nécessitant un assainissement	Assainissements terminés ou en cours
Total	Nombres de bâtiments	200	159	41	25
	Détails	1051 appartements	1017 appartements	34 appartements 21 jardins	21 appartements 15 jardins
Bienne	Nombres de bâtiments	64	49	15	10
	Détails	361 appartements	347 appartements	14 appartements 7 jardins	10 appartements 6 jardins
La Chaux-de-Fonds	Nombres de bâtiments	61	49	12	9
	Détails	406 appartements	394 appartements	12 appartements 5 jardins	9 appartements 3 jardins
Autres communes	Nombres de bâtiments	75	61	14	6
	Détails	284 appartements	276 appartements	8 appartements 9 jardins	2 appartements 6 jardins

* Autres communes : Aedermannsdorf (SO), Arogno (TI), Bern (BE), Biberist (SO), Carouge (GE), Corcelles (NE), Cortébert (BE), Courgenay (JU), Delémont (JU), Fleurier (NE), Genève (GE), Grenchen (SO), Hasle b. Burgdorf (BE), Holderbank (SO), Kräiligen (BE), Küssnacht (ZH), Langendorf (SO), Le Locle (NE), Le Sentier (VD), Lengnau bei Biel (BE), Les Pommerats (JU), Locarno (TI), Loveresse (BE), Lyss (BE), Neuchâtel (NE), Nidau (BE), Olten (SO), Orpund (BE), Porrentruy (JU), Reconville (BE), Solothurn (SO), Tavannes (BE), Tramelan (BE), Ziefen (BL), Zuchwil (SO)

Chapitre / Kapitel 10

Radon

10

Aktionsplan Radon 2012 - 2020

M. Palacios, Ch. Murith,
Radiologische Risiken, Abteilung Strahlenschutz, 3003 Bern

Zusammenfassung

Radon ist nach dem Rauchen die zweithäufigste Ursache für Lungenkrebs. In der Schweiz sind rund 10% der Fälle von Lungenkrebs auf dieses radioaktive Gas zurückzuführen, das aus der Erde austritt und in Gebäude eindringen kann. Der Aktionsplan Radon 2012-2020 hat zum Ziel, die neuen internationalen Empfehlungen in die schweizerische Strategie zum Schutz vor Radon einzubeziehen und so die Zahl der Lungenkrebsfälle, die auf Radon in Gebäuden zurückzuführen sind, zu verringern. Weil der Aktionsplan 2016 die Halbzeit erreicht hat, folgt in diesem Kapitel ein ausführlicher Überblick zum Stand der sieben vorgesehenen Massnahmen sowie zu den nächsten Schritten.

Revision der gesetzlichen Bestimmungen

Aufgrund der Neueinschätzung des Radonrisikos empfiehlt die Weltgesundheitsorganisation (WHO) seit 2009, den Referenzwert von 300 Bq/m³ in Innenräumen nicht zu überschreiten. An diesem Wert orientieren sich nun auch die Internationale Atomenergie-Organisation (IAEO) und die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP). Im Rahmen der laufenden Revision der Strahlenschutzverordnung (StSV) soll der Grenzwert von 1'000 Bq/m³ für Räume, in denen sich Personen regelmässig während mehrerer Stunden täglich aufhalten, durch einen Referenzwert von 300 Bq/m³ ersetzt werden. Für die berufliche Strahlenbelastung soll der Grenzwert von 3'000 Bq/m³ durch einen Schwellenwert von 1000 Bq/m³ ersetzt werden.

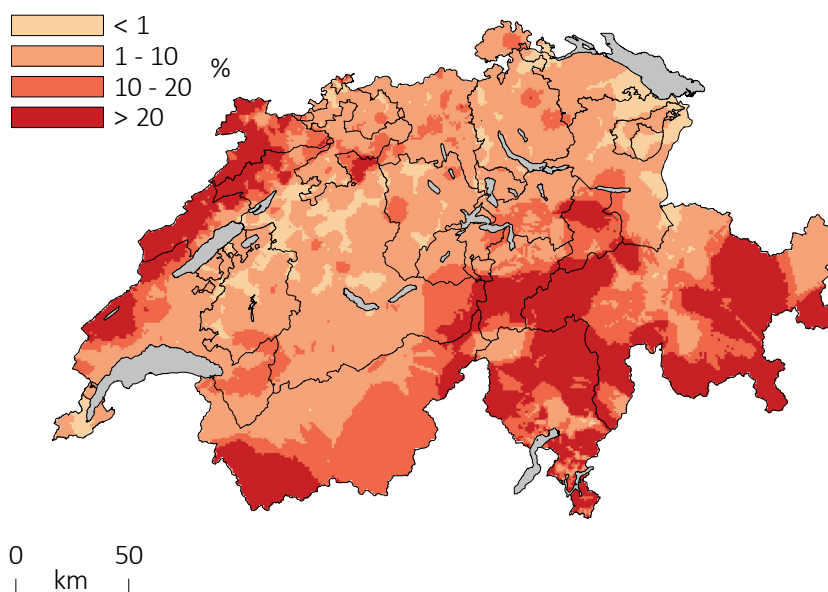
Im Rahmen des Vernehmlassungsverfahrens zur revidierten StSV, das von Oktober 2015 bis Februar 2016 dauerte, gab es zahlreiche Stellungnahmen zum Thema Radon, insbesondere von den Kantonen, die ihr Engagement bei der Durchführung der Kontrollen reduzieren wollten. Die festgestellten Divergenzen gaben den Anstoss zu Diskussionen mit den wichtigsten beteiligten Akteuren, insbesondere mit Vertretungen der Kantone, mit der Suva, dem Hauseigentümerverband und dem Departement für Verteidigung, Bevölkerungsschutz und Sport, woraufhin angepasste Lösungen gefunden werden konnten. Insbesondere die Sanierungsbestimmungen im Privatbereich wurden daraufhin gelockert. Die Kantone «können» demnach eine Sanierung je nach Dringlichkeit im Einzelfall anordnen, sind aber nicht dazu verpflichtet.

Die zweite Ämterkonsultation wurde Ende 2016 eröffnet. Nach Abschluss dieses Verfahrens plant das BAG 2017, in Zusammenarbeit mit den wichtigsten Beteiligten, eine Wegleitung zur Umsetzung des Radonkapitels der StSV auszuarbeiten. Darin sollen insbesondere Kriterien zur Einschätzung der Dringlichkeit einer Sanierung festgelegt werden.

Verbesserung der Kenntnisse über die Radonexposition

Mit der Einführung des neuen Referenzwerts wird Radon zu einem Problem der öffentlichen Gesundheit, das sich nicht mehr auf einige Risikoregionen beschränkt, sondern die gesamte Schweiz betrifft. Die Messkampagnen sind deshalb insbesondere in Schulen und Kindergärten auszuweiten, ebenso in öffentlichen Räumlichkeiten, in denen sich Personen während längerer Zeit aufhalten (Spitäler, Gemeinschaftsunterkünfte). Bisher wurden ca. 200'000 Messungen in etwa 150 Gebäuden durchgeführt. Zwischen 2012 und 2016 ist die Abdeckrate durch Messungen in den Grossstädten (Zürich, Genf, Basel, Bern) insgesamt von 0.5% auf 3% gestiegen, in den Schulen und Kindergärten von 3.5% auf 13%, in Verwaltungsgebäuden von 1% auf 2.5% und in Neubauten von 3.5% auf 20%. Diese Bemühungen müssen in den nächsten Jahren weitergeführt werden. Die revidierte StSV sieht vor, in Schulen und Kindergärten systematisch Radonmessungen durchzuführen.

Für die kartografische Auswertung ist es zentral, zuverlässige Messwerte in ausreichender Zahl zu sammeln. Die aktuelle Radonkarte, die auf einer Einteilung nach Gemeinden und auf dem Konzept der Risikoregionen basiert, muss an die neue Strategie angepasst werden. Das BAG hat deshalb das Institut für angewandte Radiophysik in Lausanne (IRA) beauftragt, eine neue Kartierungsmethode für das Radonrisiko zu entwickeln. Diese Karte beruht auf der Methode der 100 nächstgelegenen Nachbarn und gibt aufgrund der bisherigen Messungen die Wahrscheinlichkeit an, dass der künftige Referenzwert von 300 Bq/m^3 überschritten wird (Fig. 1). Es



Figur 1 :

Karte mit Angaben zur Wahrscheinlichkeit in Prozent, dass der Referenzwert von 300 Bq/m^3 überschritten wird (Quelle: IRA, Lausanne, 31.12.2016)

wurde ein Vertrauensindex entwickelt, der auf der durchschnittlichen Distanz zu den 100 nächstgelegenen Nachbarn beruht. Der Anwender kann die Wahrscheinlichkeit und den Vertrauensindex bestimmen, indem er auf einen beliebigen Punkt der Karte klickt. Dieses Instrument wird die aktuelle Karte ersetzen.

Förderung des Radonschutzes im Bausektor

Wenn die erlaubten Höchstwerte für Innenräume gesenkt werden, braucht es strengere Vorsorgemassnahmen zum Schutz vor Radon, die bereits bei der Planung eines Gebäudes einsetzen. Die Messungen in Neubauten wurden intensiviert, die Abdeckung ist von 3.5% im Jahr 2012 auf 20% im Jahr 2016 gewachsen. Die Radonproblematik wurde in der revidierten Version der 2014 veröffentlichten Norm SIA 180 «Wärmeschutz, Feuchteschutz und Innenraumklima in Gebäuden» berücksichtigt. Der Schutz vor Radon gehört somit in der Baubranche künftig zum Stand der Technik. Informationen zuhanden der Bauherrschaften im Rahmen des Baubewilligungsverfahrens, wie dies aufgrund der Revision der StSV vorgesehen ist, werden in Zusammenarbeit mit den Kantonen ausgearbeitet. Aktualisierte Empfehlungen zu den Baumethoden werden mit dem Inkrafttreten der revidierten StSV publiziert.

Erarbeitung einer effizienten Sanierungsstrategie

Die Reduktion der gesetzlich zulässigen Radonwerte bedingt eine intensivere Sanierungsstrategie. Mit dem Übergang von 1'000 Bq/m³ auf 300 Bq/m³ wird sich die Zahl der zu bewilligenden Sanierungen vervielfachen. Für die Gutachten der Radonfachpersonen wurden Kriterien festgelegt. Ausserdem existiert neu ein zentrales Archiv mit den Dossiers der bisher durchgeführten Sanierungen, um diese auswerten zu können. Zusätzlich wird 2017 die in Zusammenarbeit mit der Fachhochschule Basel vorgenommene Aktualisierung des Handbuchs für Sanierungen abgeschlossen.

Die Koppelung des nationalen Radonprogramms mit dem Förderprogramm für energetische Gebäude-Erneuerung (Gebäudeprogramm 2010-2020), das 10'000 bis 30'000 Häuser pro Jahr betrifft ist ein weiterer zentraler Aspekt. So soll vermieden werden, dass die energetischen Sanierungen eine massive Zunahme der Radonkonzentration in Wohnräumen nach sich ziehen, was ohne spezifische Vorsichtsmassnahmen durchaus der Fall sein könnte. Die Radonproblematik wurde deshalb ins Informationsmaterial zum «Gebäudeprogramm» aufgenommen.

An den Fachhochschulen Fribourg, Luzern und Tessin laufen Studien zu den Auswirkungen der energetischen Gebäudesanierungen auf die Radonkonzentration. Die Ergebnisse dieser Studien sollen analysiert und zusammengestellt werden. Zudem hat das BAG eine Messkampagne in Liegenschaften mit «Minergie-ECO»-Standard durchgeführt. Diese hat ergeben, dass der Schwellenwert von 100 Bq/m³ in den meisten Fällen eingehalten wird.

Einbezug der Radonproblematik in die Ausbildung von Baufachleuten

Die Berücksichtigung der Radonproblematik gehört bei der Ausbildung von Baufachleuten zu den prioritären Massnahmen, wenn der Radonschutz und die Sanierungsmethoden langfristig wirksam in die Praxis umgesetzt werden sollen. An drei Fachhochschulen gibt es neu regionale Kompetenzzentren (Tessin, Basel, Fribourg), deren Hauptaufgabe darin besteht, die Ausbildung der Baufachleute zu koordinieren. Mehr als 200 Radonfachpersonen, die in einem Verzeichnis aufgeführt sind (www.ch-radon.ch), wurden an diesen drei regionalen Kompetenzzentren sowie an der Università della Svizzera italiana und der ETH Lausanne (EPFL) aus- und weitergebildet.

Das BAG hat 2015 zwei Informationstagungen organisiert, deren Ziel es war, die Radonproblematik langfristig in den Ausbildungsgängen der Berufsbildung und der höheren Bildung für Bauberufe zu verankern. Dieses Vorhaben wird in Zusammenarbeit mit dem Staatssekretariat für Bildung, Forschung und Innovation (SBFI) durchgeführt. Vertreterinnen und Vertreter von 18 Berufsverbänden, die 68 Ausbildungen vertreten, sowie Dozierende für Tiefbau und Architektur von 2 Hochschulen und 11 Fachhochschulen haben an diesen Tagungen teilgenommen.

Die daraufhin gebildete Arbeitsgruppe hat sich 2016 zweimal getroffen. Anschliessend wurde das Ausbildungskonzept Ende 2016 den Kantonen vorgelegt. Das Thema Radon wurde bereits in verschiedene Lehrgänge integriert. Die BAG-Dokumentation wird von allen Seiten gut geheissen. Als Ergänzungen zu den bestehenden Lehrmitteln wünschen sich die Ausbildungsverantwortlichen weitere Instrumente zur Vermittlung des Themas Radon, wie bspw. ein virtuelles 3D-Haus analog zum Suva-Asbesthaus oder eine Radon-App. Die Entwicklung dieser Instrumente soll 2017 in Zusammenarbeit mit interessierten Fachhochschulen vorangetrieben werden. Ausserdem ist 2017 eine weitere Tagung mit allen Ausbildungsverantwortlichen, OdAs (Organisation der Arbeitswelt) und Universitäten/Fachhochschulen, geplant.

Sensibilisierung der Bevölkerung

Eine in der Schweiz 2008 durchgeführte Umfrage hat gezeigt, dass die Öffentlichkeit noch nicht genügend für die Radonproblematik sensibilisiert ist, insbesondere in Regionen, in denen das Risiko als gering oder mittel eingestuft wird. Mit der Neueinschätzung des Radonrisikos hat sich aus einem lokalen Risiko eine landesweit anerkannte Problematik entwickelt. Die Seite über Radon auf der Website des BAG (www.ch-radon.ch) wurde deshalb erweitert und wird laufend aktualisiert. Sie informiert detailliert über das Radonrisiko und die Messmöglichkeiten sowie über die Durchführung von Gebäudesanierungen. Das BAG betreibt ausserdem eine Fach- und Informationsstelle Radon, die Interessierten erste Informationen gibt. Zwei grenzüberschreitende Projekte - eines in den Alpen (DACHI), das andere im Jura (JURAD-BAT) - sollen die Kommunikation auf regionaler Ebene verbessern. Als nächster Schritt wird eine aktive Kommunikation beim Inkrafttreten der revidierten StSV angestrebt, insbesondere hinsichtlich der wichtigsten Akteure im Immobilienbereich (Notariate, Eigentümer, Mieter...).

Entwicklung von Messinstrumenten und -methoden

Die Senkung der gesetzlichen Werte bedingt die Entwicklung neuer Instrumente, die Stärkung der Kompetenzen zur Radonmessung und die Gewinnung von Kenntnissen über die Faktoren, die einen Einfluss auf die Radonbelastung haben.

Die Daten zu den Radonmessungen in Gebäuden werden in der zentralen Radondatenbank gespeichert. Diese Datenbank existiert seit 2006, sie wurde aber im Dezember 2016 aus technischen Gründen deaktiviert. Die bisher von den Kantonen und anerkannten Messstellen registrierten Daten werden Anfang 2017 in ein neues System überführt, das in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Informatik (BIT) entwickelt wurde.

Neue standardisierte Messprotokolle werden derzeit im Rahmen einer Arbeitsgruppe unter der Federführung des Bundesamts für Metrologie (METAS) entwickelt. 2016 wurden den Kantonen und Messstellen die erarbeiteten Versionen der Messprotokolle für Wohnräume sowie für Schulen und Kindergärten für Testzwecke zur Verfügung gestellt. Im Laufe des Jahres 2017 wird die vom METAS geleitete Arbeitsgruppe ein Messprotokoll für Arbeitsplätze entwickeln. Ab dem Inkrafttreten der revidierten StSV werden die Messstellen für eine Messkompetenz anerkannt und müssen sich an die entsprechenden Protokolle halten, die Bestandteil ihres Akkreditierungsentscheids sein werden. Ebenfalls im Bestreben um eine Verbesserung der Qualität der Radonmessungen organisiert das BAG alle zwei Jahre Vergleichsmessungen in Zusammenarbeit mit dem Paul Scherrer Institut.

Die auf Umweltengineering spezialisierte Firma ECONS entwickelt im Auftrag des BAG eine rasche Schätzmethode für das Radonrisiko in Wohnräumen, mit der sich langfristige Messungen umgehen lassen, die ist. Die Testmessungen im Tessin wurden bereits 2015 abgeschlossen. 2016 konnten vier weitere Kurzzeitmessungen im Jura und in der Nordwestschweiz durchgeführt werden. Damit ist auch die Deutschschweiz gut abgedeckt. Es werden wahrscheinlich noch einzelne Tests im Mittelland folgen, aber der Grossteil der Messungen 2017 betrifft die Westschweiz. Damit sollte das Projekt zur Erarbeitung eines Protokolls für Kurzzeitmessungen nächstes Jahr abgeschlossen werden können.

Die Analyse der Expositionsparameter wie der Gleichgewichtsfaktor zwischen Radon und seinen Zerfallsprodukten und die Beschreibung der Aerosole wird zurzeit noch nicht durchgeführt.

10

Plan d'action Radon 2012 - 2020

M. Palacios, Ch. Murith,

Risques radiologiques, Division Radioprotection, 3003 Bern

Résumé

Le radon constitue la deuxième cause de cancer du poumon après le tabagisme. En Suisse, environ 10% des cas de cancer du poumon peuvent être attribués à ce gaz radioactif issu du terrain, qui peut s'infiltrer dans les bâtiments. Le Plan d'action radon 2012-2020 vise à intégrer les nouvelles recommandations internationales dans la stratégie de protection suisse, afin de réduire le nombre de cancers du poumon dus au radon dans les bâtiments. Le présent chapitre fait le point sur l'état d'avancement des sept mesures du plan d'action à mi-parcours en présentant pour chacune d'elle les démarches effectuées à ce jour et celles qui sont planifiées pour la seconde étape.

Révision des dispositions légales

En raison de la nouvelle estimation du risque lié au radon, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) recommande depuis 2009 de ne pas dépasser le niveau de référence de 300 Bq/m³ dans les locaux intérieurs, niveau également repris par l'Agence internationale pour l'énergie atomique (AIEA) et la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Dans le cadre de la révision actuelle de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), il est donc prévu de substituer la valeur limite de 1'000 Bq/m³ par un niveau de référence de 300 Bq/m³ dans les locaux où des personnes séjournent régulièrement durant plusieurs heures par jour. Pour l'exposition professionnelle, il est prévu de remplacer la valeur limite de 3'000 Bq/m³ par une valeur de seuil de 1'000 Bq/m³.

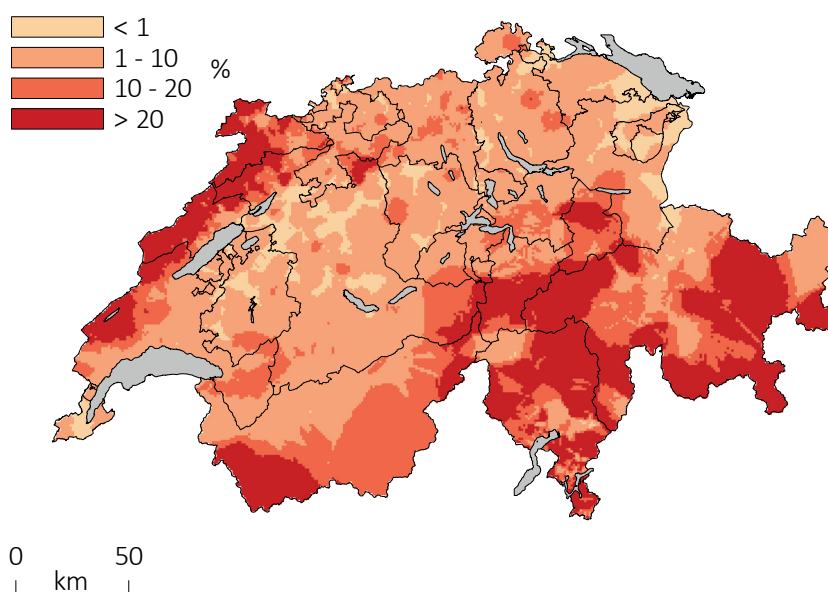
La procédure d'audition, qui s'est déroulée entre octobre 2015 et février 2016, a donné lieu à de nombreuses prises de position sur le thème du radon, en particulier de la part des cantons qui désirent réduire leur engagement dans la mise en place des contrôles. Les divergences mises en évidence ont fait l'objet de discussions avec les principales parties prenantes, en particulier des représentants des cantons, de la Suva, de la Fédération suisse des propriétaires fonciers et du Département fédéral de la défense, de la protection de la population et des sports, suite à quoi des solutions adaptées ont pu être trouvées. Les dispositions d'assainissement dans la sphère privée ont notamment été allégées. En effet, les cantons « pourront » ordonner un assainissement selon l'urgence du cas particulier, mais n'y seront pas obligés.

La deuxième consultation des offices s'est ouverte fin 2016. Suite à cette procédure, l'OFSP a prévu d'élaborer un document d'aide à l'exécution du chapitre radon de l'ORaP en collaboration avec les principales parties prenantes en 2017. Des critères permettant d'évaluer l'urgence d'un assainissement y seront notamment définis.

Amélioration des connaissances de l'exposition au radon

Avec l'introduction du nouveau niveau de référence, le radon devient un problème de santé publique dans toute la Suisse et ne se limite plus à quelques régions à risque. Ainsi, les campagnes de mesure sont à élargir notamment dans les écoles et les jardins d'enfant, ainsi que dans les locaux publics où le séjour des personnes est prolongé (hôpitaux, centres d'hébergement). A ce jour, environ 200'000 mesures ont été réalisées dans près de 150'000 bâtiments. Par rapport à l'état 2012, la couverture des mesures dans les grandes villes (Zürich, Genève, Bâle, Berne) a passé de 0.5% à 3%, celle dans les écoles et les jardins d'enfants de 3.5% à 13%, celle dans les locaux administratifs de 1% à 2.5% et celle dans les nouvelles constructions de 3.5% à 20% en 2016. Cet effort de mesures doit se poursuivre dans les prochaines années. Avec l'ORaP révisée, il est prévu de rendre la mesure du radon systématique dans les écoles et les jardins d'enfants.

Il est essentiel de collecter des mesures fiables et en nombre suffisant, afin qu'elles puissent être exploitées sous une forme cartographique. La carte actuelle du radon, basée sur une classification communale, doit être adaptée à la nouvelle stratégie étant donné l'abandon prévu du concept des zones à risque. L'OFSP a mandaté l'Institut de radiophysique (IRA) à Lausanne pour développer une nouvelle méthode de cartographie du radon. Cette carte, basée sur la méthode des 100 plus proches voisins, indique une probabilité de dépassement de la future valeur de référence de 300 Bq/m³ sur la base des mesures effectuées à ce jour (figure 1). Un indice de confiance a été développé en fonction de la distance moyenne par rapport aux 100 plus proches voisins. L'utilisateur pourra connaître la probabilité, ainsi que l'indice de confiance en cliquant en chaque un point de la carte. Ce nouvel outil remplacera la carte actuelle.



Figur 1 :
Carte indiquant la probabilité en % de dépassement de la valeur de référence de 300 Bq/m³, Source : IRA Lausanne, 31.12.2016

Promotion d'une politique de protection contre le radon dans la construction

La réduction des valeurs légales dans les locaux intérieurs va de pair avec un accroissement des exigences relatives aux mesures préventives contre le radon à mettre en œuvre dès la conception du bâtiment. Les mesures dans les bâtiments neufs ont été intensifiées, passant d'un taux de 3.5 à 20% entre 2012 et 2016. La problématique du radon est prise en compte dans la version révisée de la norme SIA 180 «Protection thermique, protection contre l'humidité et climat intérieur dans les bâtiments» publiée en 2014. La protection contre le radon fait donc désormais partie de l'état de la technique en matière de construction. Une information du maître d'ouvrage dans le cadre de la procédure d'autorisation de construire, exigence prévue dans le cadre de la révision de l'ORaP, sera établie en collaboration avec les cantons. Une mise à jour des recommandations sur les méthodes de construction sera par ailleurs publiée lors de l'entrée en vigueur de l'ORaP révisée.

Elaboration d'une stratégie efficace pour les assainissements

La réduction des valeurs légales pour le radon implique de renforcer également la stratégie concernant les assainissements. En effet, le passage de 1'000 Bq/m³ à 300 Bq/m³ va se traduire par une hausse d'un facteur 5 du nombre d'assainissements à consentir. Des critères ont été fixés pour les rapports d'expertise des consultants en radon et un recueil centralisé des dossiers d'assainissements réalisés à ce jour a été mis en place, permettant leur analyse. La mise à jour du manuel sur les assainissements a été lancée en collaboration avec la Haute école spécialisée de Bâle; elle sera finalisée en 2017.

En outre, le couplage du programme national radon avec celui de l'assainissement énergétique (2010-2020) qui concerne 10'000 à 30'000 maisons par an est primordial si l'on veut éviter que cet assainissement n'entraîne une augmentation drastique de la concentration en radon dans les habitations, ce qui pourrait se produire si des précautions particulières n'étaient pas prises. La problématique du radon a été introduite dans l'information sur le «Programme Bâtiments». Des études visant à mettre en évidence l'effet des assainissements énergétiques sur la concentration de radon ont été lancées par les Hautes écoles spécialisées de Fribourg, de Lucerne et du Tessin. Il est prévu d'analyser et de compiler les résultats de ces études. Par ailleurs, l'OFSP a mené une campagne de mesure dans des bâtiments certifiés «MinergieECO», qui a montré que la valeur de seuil de 100 Bq/m³ est respectée dans la plupart des cas.

Intégration du radon dans la formation des spécialistes de la construction

L'intégration du radon dans la formation des spécialistes de la construction fait partie des actions prioritaires à entreprendre si l'on entend garantir durablement une bonne mise en pratique des mesures de protection contre le radon et des techniques d'assainissement. Trois centres de compétence régionaux ont été créés dans des Hautes écoles spécialisées (Tessin, Bâle, Fribourg); leur mission principale concerne la coordination de la formation des professionnels de la construction. Plus de 200 consultants en radon, dont la liste est publiée sous www.ch-radon.ch, ont été formés dans le cadre de formations continues organisées par les trois centres de compétence régionaux, ainsi que par l'Université de Suisse italienne et l'EPFL.

L'OFSP a organisé deux journées d'information en 2015 afin d'ancrer durablement la problématique du radon dans les cycles de formation professionnelle et supérieure des métiers de la construction. Ces démarches s'opèrent en collaboration avec le Secrétariat d'Etat à la formation, à la recherche et à l'innovation (SEFRI). Des représentants de 18 associations professionnelles concernées par 68 formations, ainsi que des enseignants en génie civil et en architecture issus de 2 Hautes écoles et de 11 Hautes écoles spécialisées ont participé à ces rencontres. Le groupe de travail formé depuis avec des responsables de formation s'est réuni à deux reprises en 2016. Le concept de formation a ensuite été présenté aux cantons fin 2016. Le thème du radon a déjà été intégré dans plusieurs formations. La documentation de l'OFSP est bien appréciée de tous côtés. Les responsables de la formation souhaiteraient pouvoir disposer d'outils pédagogiques complémentaires, par exemple, une maison virtuelle en 3D analogue à celle de la Suva en rapport avec l'amiante ou une application relative au radon. L'élaboration de ces instruments doit être activée en 2017 en collaboration avec les hautes écoles spécialisées intéressées. En outre, une nouvelle rencontre avec tous les responsables de la formation, les organisations du monde du travail (OdA), les universités et les hautes écoles spécialisées est prévue en 2017.

Amélioration de la sensibilisation du public

Une enquête menée en Suisse en 2008 a démontré que le problème de la sensibilisation du public au radon n'était pas résolu, notamment dans les régions classifiées à risque léger et moyen. Or, la nouvelle estimation du risque radon implique que la problématique passe d'une préoccupation locale à un fait reconnu sur l'ensemble du territoire. La page radon sur le site internet de l'OFSP (www.ch-radon.ch) a été étendue et constamment mise à jour. Elle donne toutes les informations utiles concernant le risque associé au radon, ainsi que les possibilités de mesurer et d'assainir un bâtiment. L'OFSP gère en outre un service technique et d'information sur le radon permettant de donner une première information aux personnes intéressées. Deux projets transfrontaliers ont été lancés afin d'améliorer la communication au niveau régional, l'un dans les Alpes (DACH1) et l'autre

dans l'Arc jurassien (JURAD-BAT). Pour la poursuite de la démarche, on envisage une communication active lors de l'entrée en vigueur de l'ORaP révisée, notamment à l'attention des principaux acteurs de l'immobilier (notaires, acheteurs, locataires....).

Développement d'outils et de méthodes de mesure

L'abaissement des valeurs légales implique de développer de nouveaux outils, de renforcer les compétences en matière de mesure du radon et d'améliorer les connaissances sur les facteurs qui influencent l'exposition au radon.

Les données relatives aux mesures du radon dans les bâtiments sont enregistrées dans la base de données centrale du radon. Cette base de données, en production depuis 2006, a été désactivée en décembre 2016, car elle n'était plus adaptée à l'environnement technique actuel. Les données enregistrées jusqu'ici par les cantons et les services de mesures agréés seront migrées au début de l'année 2017 sur un nouveau système, développé en collaboration avec l'Office fédéral de l'informatique (OFIT).

De nouveaux protocoles de mesures standardisés sont actuellement développés dans le cadre d'un groupe de travail mené par l'Institut fédéral de métrologie (METAS). En 2016, les versions finalisées des protocoles de mesures pour les locaux d'habitation ainsi que pour les écoles et les jardins d'enfants ont été mises à disposition des cantons et des services de mesures, dans le but d'être testés. Le groupe de travail mené par METAS développera un protocole de mesure pour les places de travail dans le courant de l'année 2017. A partir de l'entrée en vigueur de l'ORaP révisée, les services de mesure seront reconnus pour une compétence de mesure et devront s'en tenir aux protocoles correspondants, qui seront intégrés à leur décision d'agrément. Dans la même optique d'améliorer la qualité des mesures de radon, l'OFSP organise chaque deux ans des mesures d'intercomparaison en collaboration avec l'Institut Paul Scherrer.

Le développement d'une méthode rapide d'estimation du risque radon dans une habitation, permettant de s'affranchir d'une mesure de longue durée a été confié par mandat à l'entreprise ECONS spécialisée dans l'ingénierie environnementale. Au Tessin, les mesures d'essai ont été achevées dès 2015. En 2016, quatre autres mesures de courte durée ont été réalisées dans le Jura et le nord-ouest du Plateau. Ainsi la Suisse alémanique est également bien dotée ; d'autres tests individuels seront probablement effectués sur ledit Plateau. En Suisse romande, la majeure partie des mesures sera effectuée en 2017. Ainsi le projet d'élaboration d'un protocole pour les mesures de courte durée devrait pouvoir être terminé l'année prochaine.

L'analyse des paramètres d'exposition, tels que le facteur d'équilibre du radon avec ses produits de filiation et la caractérisation des aérosols, n'a pas encore été entreprise pour le moment.

Anhänge

Annexes

1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants

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

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

BAG SRR	Radiologische Risiken, Bundesamt für Gesundheit	Bern	C. Murith, M. Palacios
BAG FANM	Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit	Bern	N. Stritt, R. Linder
BAG URA	Umweltradioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Bern	S. Estier, P. Steinmann, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Breisgau /D	H. Sartorius, C. Schlosser, S. Schmid
BAFU	Abteilung Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Bern	M. Schürch, R. Kozel
CERN	CERN, Occupational Health & Safety and Environmen- tal Protection (HSE) unit	Genève	F. Malacrida , P. Vojtyla
EAWAG	Wasserressourcen & Trinkwasser	Dübendorf	M. Brennwald, A. Lück, S. Bollhalder
ENSI	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat	Brugg / AG	R. Sardella, F. Cartier, A. Leupin, B. Bucher, J. Löhle, M. Schibli, G. Schwarz, R. Habegger
ETHZ	Institut für Geophysik ETHZ	Zürich	L. Rybach
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
IFAF	Département F.-A- Forel, Université de Genève	Versoix	J.-L. Loizeau
IRA	Institut de Radiophysique, CHUV	Lausanne	F. Bochud, P. Froidevaux, P.A. Pittet, F. Barraud
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	S. Rölli, J.A. Corcho Alvarado, M. Astner, F. Byrde, S. Wüthrich, N. Mosimann, H. Sahli, B. Balsiger
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturs- chutz, Baden-Württemberg	Karlsruhe / D	R. Bechtler
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölke- rungsschutz des VBS	Zürich	C. Poretti, F. Stoffel
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen / AG	J. Eikenberg, M. Jäggi, E. G. Yukihara, F. Assenmacher
Suva	Bereich Physik, Abt. Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz	Luzern	M. Hammans, R. Grunder, F. Danini
Uni-BE	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität Departement für Chemie, Universität	Bern Bern	T. Stocker, R. Purtschert, P. Düring, T. Wagner, S. Szidat

2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

AG	A. Breitenmoser	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau
BE	O. Deflorin, M. Nyfeler	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, 3000 Bern
BL	P. Wenk	Kantonales Laboratorium Hammerstrasse 25, 4410 Liestal
BS	P. Hübner, M. Zehringer	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach, 4012 Basel
FR	C. Ramseier	Laboratoire Cantonal ch. du Musée 15, 1700 Fribourg
GE	P. Edder, E. Cognard	Service de la consommation et des affaires vétérinaires, Quai Ernest-Ansermet 22 Case postale 76, 1211 Genève 4 Plainpalais
GR	M. Beckmann, D. Baumann	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit Bereich Lebensmittelsicherheit Planaterrastrasse 11, 7001 Chur
JU	A. Ceppi, C. de Renéville	Laboratoire Cantonal Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1
LU	S. Arpagaus, R. Brogioli	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonmattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern
NE	P.-F. Gobat	Service de la consommation Rue Jehanne-de-Hochberg 5, 2001 Neuchâtel
SG	P. Kölbener	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle Blarerstr. 2, 9001 St. Gallen
AR / AI / GL / SH	K. Seiler	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühlentalstr. 184, Postfach 786, 8201 Schaffhausen
SO	M. Kohler	Kantonale Lebensmittelkontrolle Greibenhof, Werkhofstr. 5, 4509 Solothurn
TG	C. Spinner	Kantonales Laboratorium Spannerstr. 20, 8510 Frauenfeld
TI	M. Jermini	Laboratorio Cantonale Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona
NW / OW / SZ / UR	D. Imhof	Laboratorium der Urkantone Postfach 363, 6440 Brunnen
VD	G. Peduto	Service de la consommation et des affaires vétérinaires 155, ch. des Boveresses, 1066 Epalinges
VS	E. Pfammatter	Laboratoire Cantonal Rue Pré-d'Amédée 2, 1950 Sion
ZG	S. Pfenninger	Amt für Lebensmittelkontrolle Postfach 262, 6312 Steinhausen
ZH	M. Brunner, S. Reber	Kantonales Labor Postfach, 8032 Zürich
LI	D. Huber	Amt für Lebensmittelkontrolle Postplatz 2, Postfach 37, FL-9494 Schaan

3. Das Messprogramm im Überblick

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	Automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK. TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)	NADAM: 68 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch das ENSI TLD (γ -Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)
In-situ Messung	Umgebung der Kernanlagen Ganze Schweiz nach speziellem Programm	Direkte vor-Ort-Messung des γ -Spektrums Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis
Luft	12 Aerosolsammler: ca. 40 m ³ /h 6 High-Volume-Sampler: ca. 500-1'000 m ³ /h 1 Digital-Aerosolsammler Jungfrau-Joch URAnet/RADAI: Aerosolwarnnetz 14 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung ⁸⁵ Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrau-Joch	Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierliche Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ -Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 1 μ Bq/m ³ bzw. 0.1 μ Bq/m ³ RADAI: 11 Stationen α/β -Messung (FHT-59S), 4 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); URAnet: 3 Stationen nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	Regensammlerstationen, ganze Schweiz inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	10 Regensammler mit Trichtern von 1 m ² Fläche, wöchentlich γ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe) An 14 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
Aquatisches Milieu	Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW (Aare) Bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen, URAnet: 5 automatische Messstationen in Aare und Rhein	γ - und α -Spektrometrie Tritium-Messung URAnet: Gammaskpektrometrie mit NaI-Detektoren
Erde	30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN	Erdschicht 0-5 cm für ⁹⁰ Sr-Bestimmung und γ -Spektrometrie und z.T. α -Spektrometrie
Bewuchs (Gras, Pflanzen)	Gleiche Stellen wie Erdboden Baumblätter aus Umgebung KKW, Industrieverbrennungsanlage Basel (RSMVA) und Referenzstationen	Gras zweimal jährlich; γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr Baumblätter: ¹⁴ C-Bestimmung (jährlich)
Milch	Gleiche Regionen wie Erde und Gras Milchzentralen und Grossverteiler	γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben, z.T. Tritium-Messungen
Andere Lebensmittel	Getreide-Mischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.	γ -Spektrometrie ⁹⁰ Sr-Bestimmung
Menschlicher Körper	Schulklassen Genf Mitarbeiter PSI Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	Ganzkörpermessungen in Genf (HUG) und am PSI ⁹⁰ Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc. Kläranlagen der Agglomerationen Sickerwässer von Deponien	Abluftfilter, Abgas etc. Abwässer aus Spitälern, Deponien, Kehrrechtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen γ -, α - und ⁹⁰ Sr-Messung

4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren ¹⁾ :
Atmosphäre	Aerosole, Niederschläge ¹⁴ C, Edelgase	URA (BAG) inkl. URAnet / 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, URA BAG
Lebensmittel	Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	Kantonale Laboratorien, URA, IRA, LABOR SPIEZ
Dosis	α- und n-Dosen automatische Dosiswarnnetze	PSI, IRA NAZ (NADAM), ENSI (MADUK)
menschliche Körper	Ganzkörpermessungen ⁹⁰ Sr in Knochen und Zähnen	PSI, HUG IRA
Kernanlagen	Emissionen, Umgebung	ENSI, URA (BAG)
Betriebe	Emissionen, Umgebung	Suva, URA (BAG)
Spitäler	Emissionen	FANM (BAG)
Radon	Radon in Häusern und im Boden	SRR (BAG), URA (BAG)

¹⁾ Liste der Abkürzungen s. Anhang 1.

5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg

Radionuklide	Toleranzwert	Grenzwert			
	Bq/kg	Bq/kg			
	Alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	Flüssige Lebensmittel	Säuglings-anfangs- und Folgenahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Cäsiumisotope	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Plutonium- und Transplutonium-isotope (z.B. ²³⁹ Pu und ²⁴¹ Am)	0.1	80	20	1	800
Uran- und Thoriumreihe Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	---	50	10	10	500
Uran- und Thoriumreihe Gruppe II: ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³¹ Pa	---	5 (**)	1	1	50 (***)
Übrige künstliche Radionuklide	10	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg; in Wildbeeren: 100 Bq/kg.

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

(***) ²²⁶Ra und ²²⁸Ra gelten nicht für Paranüsse

Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV):

http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html

6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

Aktivität A

angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall/s}$. Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ oder $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Absorbierte Dosis oder Energiedosis D

angegeben in Gy (Gray)

Die durch Wechselwirkung von ionisierender Strahlung mit Materie in einer Masseneinheit deponierte Energie. Der spezielle Name dieser Einheit ist das Gray (Gy); $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$.

Äquivalentdosis H

angegeben in Sv (Sievert)

Das Produkt aus der absorbierten Dosis $D_{T,R}$ infolge der Strahlung R im Gewebe T und dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R (vgl. auch Dosis, effektive). Der spezielle Name der Einheit der Äquivalentdosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

für ein Gemisch von Strahlungen:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

Effektive Dosis E

angegeben in Sv (Sievert)

Summe der mit den Wichtungsfaktoren w_T gewichteten Äquivalentdosen in allen Organen und Geweben.

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = Im Gewebe T durch Strahlung R absorbierte Dosis

w_R = Wichtungsfaktor der Strahlung

w_T = Wichtungsfaktor für Gewebe (Anteil am Gesamtrisiko für Gewebe/Organ T)

H_T = Äquivalentdosis des Gewebes/Organs T

Die spezielle Einheit der effektiven Dosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

Effektive Folgedosis E_{50}

angegeben in Sv (Sievert)

Effektive Dosis, die als Folge einer Aufnahme eines Nuklids in den Körper im Verlauf von 50 Jahren akkumuliert wird.

Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$

angegeben in Sv (Sievert)

Die Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ am interessierenden Punkt im tatsächlichen Strahlungsfeld ist die Äquivalentdosis im zugehörigen ausgerichteten und aufgeweiteten Strahlungsfeld in 10 mm Tiefe der an diesem Punkt zentrierten ICRU-Kugel auf demjenigen Kugelradius, der dem ausgerichteten Strahlungsfeld entgegengerichtet ist.

Internet-Adresse für die Begriffsbestimmungen der StSV: http://www.admin.ch/ch/d/sr/814_501/app1.html

7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

Activité A

exprimée en Bq (Becquerel)

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

Dose absorbée ou dose énergétique D

exprimée en Gy (Gray)

Energie déposée dans la matière, lors de l'interaction des rayonnements ionisants, par unité de masse de matière. Le nom de cette unité est le gray (Gy); 1 Gy = 1 J/kg.

Dose équivalente H

exprimée en Sv (Sievert)

Produit de la dose absorbée $D_{T,R}$ dans le tissu T due à un rayonnement R et du facteur de pondération w_R (voir la définition de la dose effective); l'unité de la dose équivalente est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R};$$

pour un mélange de rayonnements:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

Dose efficace E

exprimée en Sv (Sievert)

Somme des doses équivalentes reçue par tous les tissus et organes, pondérées à l'aide de facteurs spécifiques w_T

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = dose absorbée dans le tissu T sous l'effet du rayonnement R

w_R = facteur de pondération du rayonnement R

w_T = facteur de pondération du tissu (apport de l'organe ou tissu T au risque total)

H_T = dose équivalente reçue par l'organe ou par le tissu T

L'unité de la dose effective est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

Dose efficace engagée E_{50}

exprimée en Sv (Sievert)

Dose effective accumulée durant 50 ans suite à l'incorporation d'un nucléide.

Dose ou équivalent de dose ambiante $H^*(10)$

exprimé en Sv (Sievert)

En un point dans un champ de rayonnements, dose équivalente produite à 10 mm de profondeur de la sphère CIUR, centrée en ce point, par le champ en question, étendu et aligné, sur le rayon opposé à la direction du champ aligné.

