

**Zeitschrift:** 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

**Herausgeber:** Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

**Band:** - (2015)

**Rubrik:** Umwelt = Environnement

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 01.04.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2015  
Résultats 2015



4

### Umwelt Environnement



# Inhaltverzeichnis / Sommaire

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



## 4.1

# Radioaktivität in der Luft (Aerosol) und im Niederschlag

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

### Zusammenfassung

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

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

## Luft

### Probenahme und Messung

Das BAG sammelt Aerosolpartikel mit sogenannten High-Volume-Samplern (HVS) an 6 Stationen in der Schweiz (siehe Tabelle 1). Bei den HVS Stationen wird fortlaufend Luft gefiltert (rund 100'000 m<sup>3</sup> 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](http://www.radenviro.ch) und [www.bag.admin.ch/hvs](http://www.bag.admin.ch/hvs) veröffentlicht.

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

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



**Tabelle 1:**  
HVS-Stationen des BAG

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

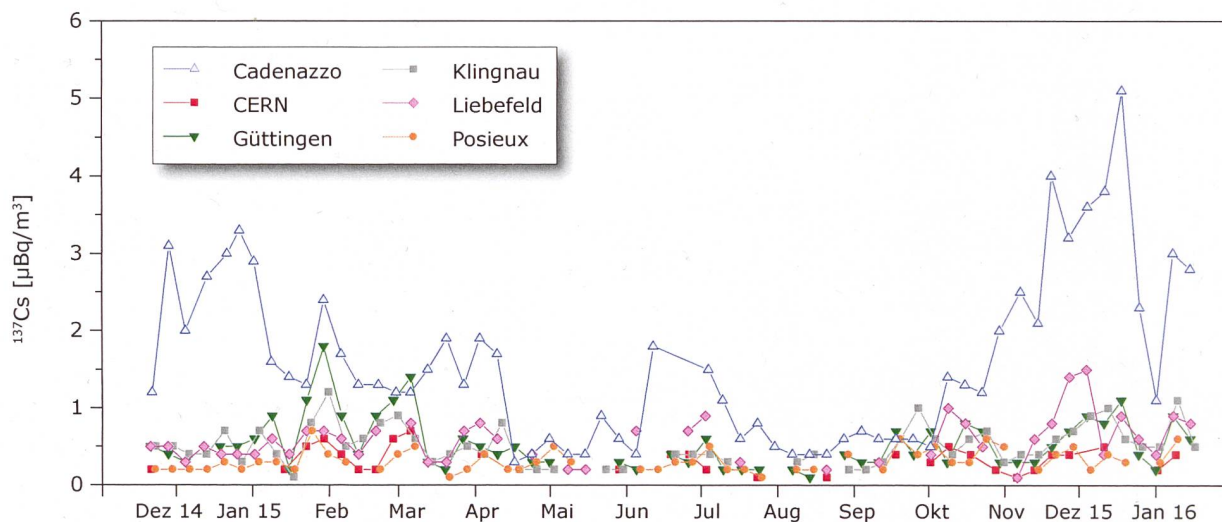
sind zur Überwachung der Kernkraftwerke bei Gösigen, Leibstadt, Mühleberg und PSI/Beznau stationiert, wobei der letztgenannte vom PSI betrieben und gemessen wird. Ein weiterer MV-Sammler steht für die Überwachung der freien Atmosphäre in der Hochalpinen Forschungsstation Jungfrauoch. Die Filter der MV-Sammler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

#### Künstliche Radioisotope in der Luft

Als einziges künstliches Radioisotope war auch im Jahr 2015 Cäsium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) regelmässig nachweisbar (siehe Figur 1).  $^{137}\text{Cs}$  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 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  $^{137}\text{Cs}$  von 3.3  $\text{Bq}/\text{m}^3$ . Die erhöhten  $^{137}\text{Cs}$  Konzentrationen in den Wintermonaten sind wahrscheinlich durch aufgewirbelte Bodenpartikel in der vegetationsarmen Zeit erklärbar. Möglich ist auch ein Beitrag durch Verbrennen von

leicht  $^{137}\text{Cs}$  haltigem Holz. Die stärkere Kontamination der Böden im Kanton Tessin nach Tschernobyl erklärt die höheren Werte der Station Cadenazzo.

Das radioaktive Natriumisotop  $^{24}\text{Na}$  mit einer Halbwertszeit von 15 Stunden kann sowohl natürliche als auch künstliche Quellen haben. Natürliches  $^{24}\text{Na}$  wird wie das  $^7\text{Be}$  und  $^{22}\text{Na}$  in der oberen Atmosphäre durch die kosmische Strahlung erzeugt. Künstliches  $^{24}\text{Na}$  kann in Beschleunigern erzeugt werden, wie sie z. B. am Cern in Genf oder am PSI in Villigen im Einsatz stehen. Beim HVS CERN konnten im Berichtsjahr wiederholt Spuren von  $^{24}\text{Na}$  nachgewiesen werden im Bereich von 20-400  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ . Ebenfalls zeigten einzelne Filter aus Klingnau messbare Spuren von  $^{24}\text{Na}$  (0-80  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Die HVS Station Klingnau liegt in rund 6km Entfernung vom PSI, welches daher als mögliche Quelle in Betracht gezogen werden muss. Aufgrund der kurzen Halbwertszeit von  $^{24}\text{Na}$  kann die Nachweisgrenze variieren und lag 2015 bei rund einem Fünftel der Messungen bei  $>1'000 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ . Die gemessenen  $^{24}\text{Na}$  Werte und die Nachweisgrenzen insgesamt liegen allerdings deutlich unterhalb des Immissionsgrenzwertes von 100  $\text{Bq}/\text{m}^3$ .



**Figur 1:**  
 $^{137}\text{Cs}$  Konzentrationen bei allen HVS Stationen für das Jahr 2015.



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

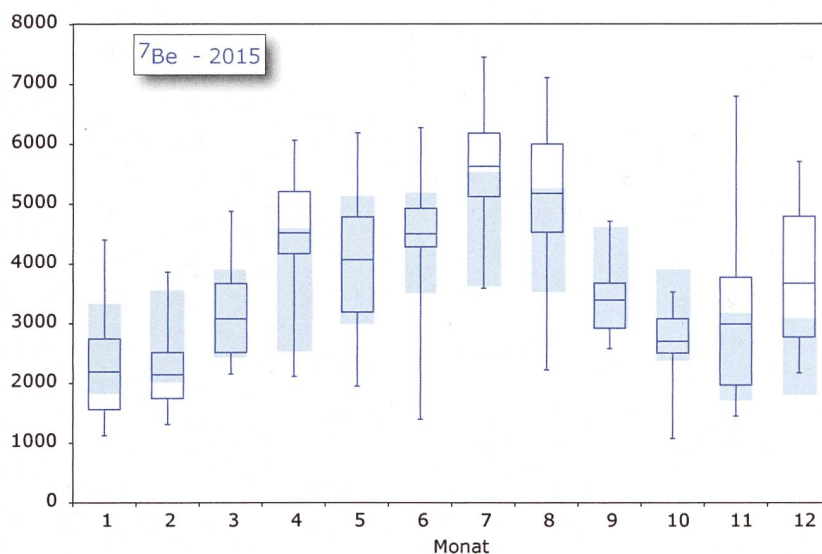
Plutonium- Isotope wurden 2015 an zwei Sammelproben von HVS-Filtern der Station Liebefeld bestimmt – eine Probe mit Filtern vom Sommer und eine Probe mit Filtern vom Winter. Die Summe der Alphastrahler  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}$  ergab  $1.1 \pm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

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

### Natürliche Radioisotope in der Luft

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

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



**Figur 2:** Boxplot der monatlichen  $^7\text{Be}$  Konzentrationen bei allen HVS Stationen. Die Box umfasst 50% aller Messwerte, die horizontale Linie in der Box entspricht dem Mittelwert und die "whiskers" gehen zu Minimum und Maximum. Die ausgefüllten Boxen gelten für die langjährigen Monatsmittel (1994-2011) [Referenz 1].

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

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

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

## Niederschlag

### Messungen von Gammastrahlern

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

### Tritium-Messungen

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

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

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

### Referenzen

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



## 4.2 RADAIR

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

### Résumé

*Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'air réalisées en continu par le réseau automatique de surveillance RADAIR exploité par l'Office Fédéral de la Santé Publique n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Dans ce compartiment environnemental, la radioactivité d'origine naturelle domine nettement, et aucune activité bêta ( $\beta$ ) d'origine artificielle supérieure à la limite de détection de 50 à 300 mBq/m<sup>3</sup> n'a été enregistrée en 2015 par les collecteurs d'aérosols. Les concentrations d'iode-131 (<sup>131</sup>I) gazeux sont elles aussi restées inférieures aux limites de détection de 40-50 mBq/m<sup>3</sup>.*

### 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 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup>/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.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à une semaine. Les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire. Le délai pour l'obtention des résultats est donc de quelques jours. Par contre les limites de détection sont très faibles, env. 0.5 µBq/m<sup>3</sup> pour le <sup>137</sup>Cs. Ces installations permettent ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l'environnement. Les résultats des mesures des filtres aérosols des collecteurs à haut débit sont détaillés au chapitre 4.1.

Le réseau RADAIR, quant à lui, est un système d'alerte dont l'objectif est de permettre une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l'air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont collectés par la centrale de gestion des données toutes les 30 minutes. Le présent chapitre détaille les résultats des mesures enregistrées par le réseau RADAIR au cours de l'année 2015.

### Principe de mesure

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

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



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

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

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

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

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

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

## Les modifications apportées en 2015

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

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

## Les résultats de mesure

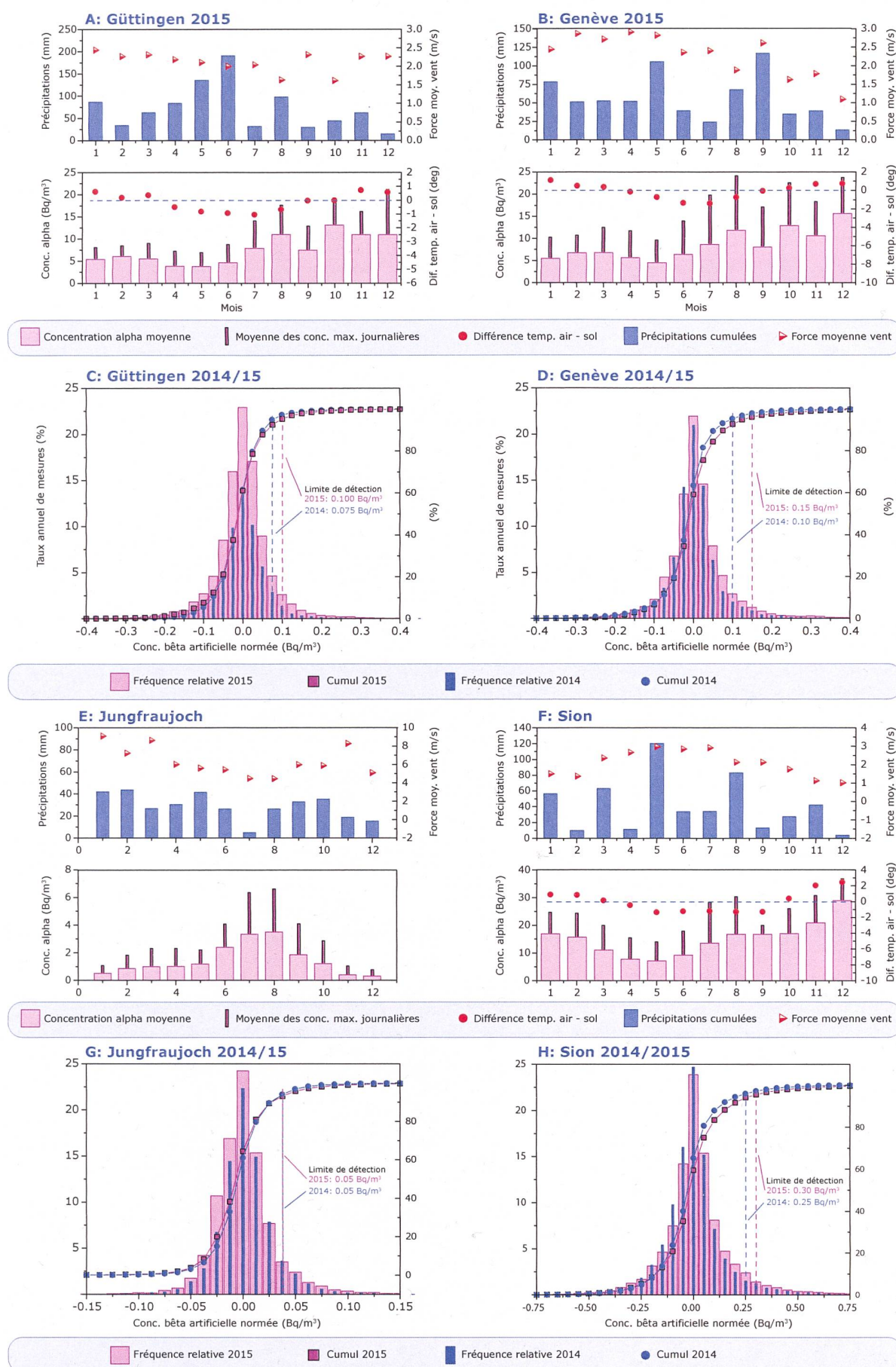
### Collecteurs d'aérosols $\alpha/\beta$ :

La figure 2 montre les concentrations  $\alpha$  naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2015 aux stations de Genève, de Güttingen, du Jungfraujoch et de Sion ainsi que les histogrammes des concentrations  $\beta$  artificielles obtenues après compensation.

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

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




**Figure 1:**

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



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

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

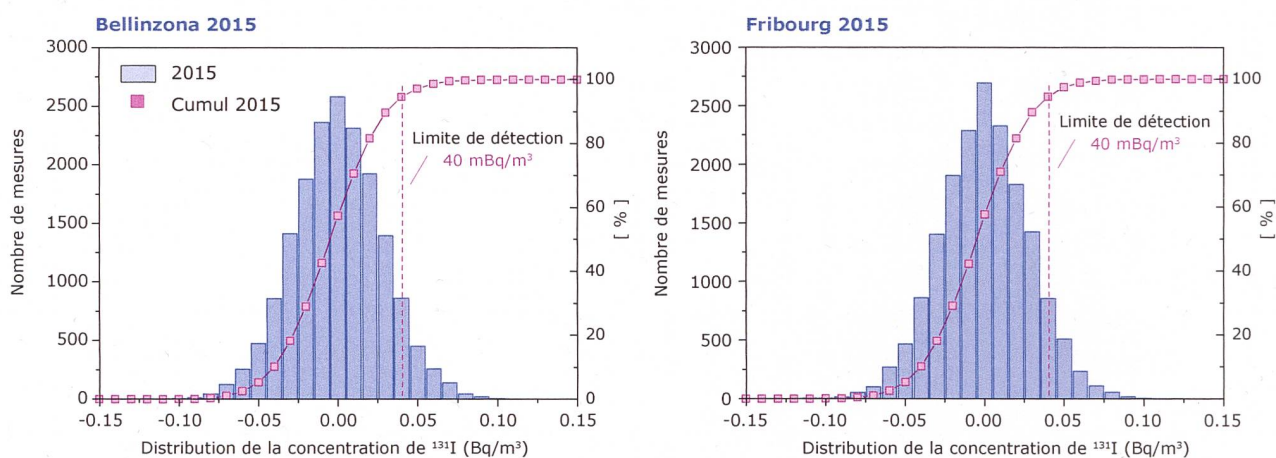
Dans les stations de montagne comme au Jungfraujoch et au Weissfluhjoch, les concentrations en radon sont très faibles, en moyenne de l'ordre de 3-5 Bq/m<sup>3</sup>. La contribution provient essentiellement de la plaine, soit avec les vents thermiques, soit avec les vents dominants. À l'inverse des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

Plus les fluctuations de radioactivité naturelle sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence et donc plus la limite de détection de la concentration  $\beta$  artificielle sera élevée. Suivants les sites, on observe ainsi un rapport d'environ 100 à 200 entre la limite de détection des concentrations  $\beta$  artificielles et les valeurs maximales des concentrations  $\alpha$ . 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  $\beta$  d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration  $\beta$  (graphiques C, D, G et H de la figure 2) montrent ces limites.

Malgré l'application d'un facteur de compensation adéquat, encore amélioré grâce à l'algorithme automatique de compensation, des augmentations de radioactivité inférieures à 300 mBq/m<sup>3</sup> ne sont pas décelables pour les stations de plaine. Cette limite de détection s'abaisse à 50 mBq/m<sup>3</sup> pour les stations d'altitude. À noter que le nombre de mesures annuelles varie en fonction des moniteurs et des années. Afin de faciliter la comparaison des histogrammes entre eux, l'ordonnée présente les taux annuels de mesure plutôt que le nombre absolu de mesures.

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

Notons pour terminer qu'aucune activité  $\beta$  d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par les collecteurs  $\alpha/\beta$  en 2015.



**Figure 2:**  
Histogrammes de la concentration moyenne du  $^{131}\text{I}$  des stations de Bellinzona et de Fribourg en 2015.



**Collecteur de  $^{131}\text{I}$ :**

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

**Disponibilité du système**

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

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

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

## 4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

**M. Müller**  
**S. Estier**  
Sektion  
Umweltradioaktivität  
URA / BAG  
3003 Bern

### Zusammenfassung

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

### Vorgeschichte

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

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

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 60er-Jahren

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

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

### Sammlung der Proben

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



**Figur 1 & 2:**

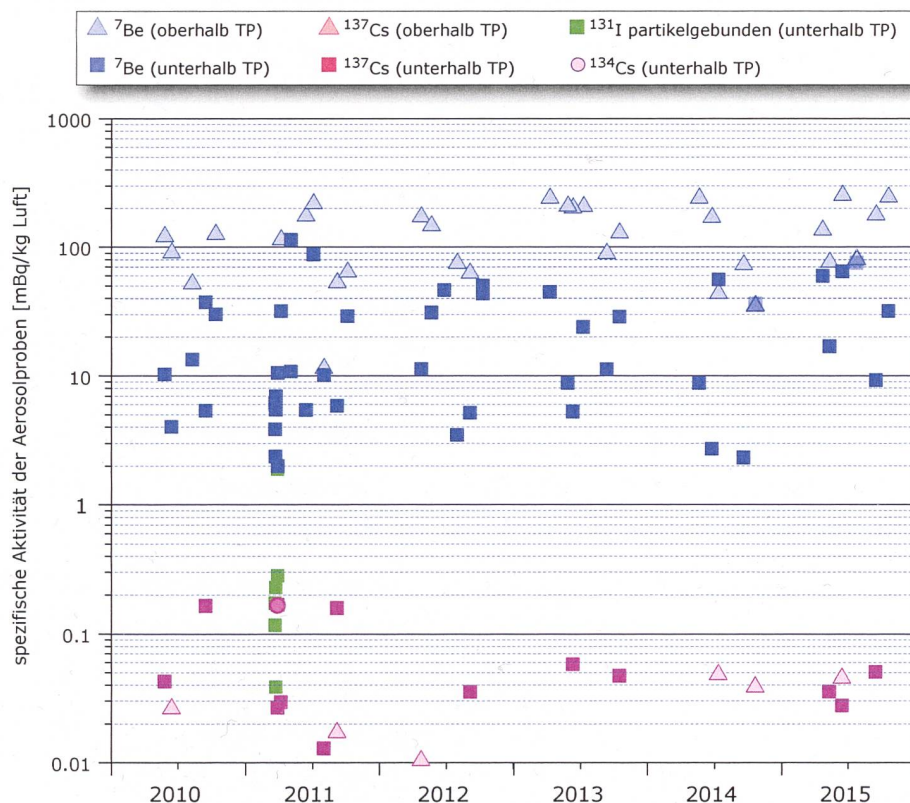
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger sowie Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.

eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Die Geräte wurden im Windkanal kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer beprobte Luftmenge (kg) ermittelt werden kann.

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

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

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

**Figur 3:**

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

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

## Messung der Proben

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

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

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

## Quellen:

- [1] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Halbleitermessungen von Fallout. *Helv. Phys. Acta*, Vol. 41/5, pp. 645-649 (1968).
- [2] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse von Halbleiterspektren. *Helv. Phys. Acta* Vol. 42/7-8, pp. 901-902, (1969).
- [3] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse hochauflöster 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  $^7\text{Be}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  und jungen Spaltfragmenten an der Tropopause. *Tellus* Vol. 28/5, 434-441.



## 4.4

## Radioaktivität in aquatischen Systemen

**M.S. Brennwald**

Eawag  
Gruppe Umwelteisotope  
Abteilung W+T  
8600 Dübendorf

**A. Lück**

Eawag  
Gruppe Sedimentologie  
Abteilung SURF  
8600 Dübendorf

**M. Zehringer**

Kantonales Laboratorium  
Basel-Stadt  
4012 Basel

**S. Estier****Ph. Steimann**

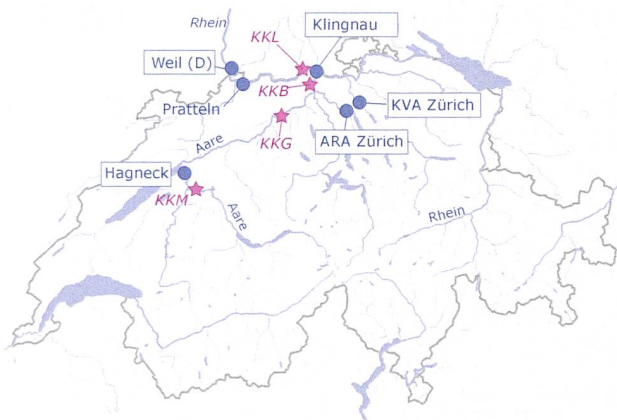
URA / BAG  
Sektion  
Umweltradioaktivität  
3003 Bern

## Zusammenfassung

*In den Wasser- und Partikelproben von Aare und Rhein wurden 2015 sporadisch  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  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  $^{137}\text{Cs}$  gefunden, welches zum grössten Teil vom Tschernobylunfall stammt. In Stichproben von Schwebstoffen im Rhein bei Weil (D) wurden im Weiteren die kurzlebigen Radionuklide  $^{131}\text{I}$  und  $^{177}\text{Lu}$  gefunden, welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar. In verschiedenen Wasserpflanzenproben wurde vereinzelt  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{131}\text{I}$ , und  $^{137}\text{Cs}$  gefunden. Analysen des Grundwassers bei Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf eine Infiltration künstlicher Radionuklide aus der Aare bzw. dem Rhein.*

## Ziele

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

**Figur 1:**

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

## Methoden

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

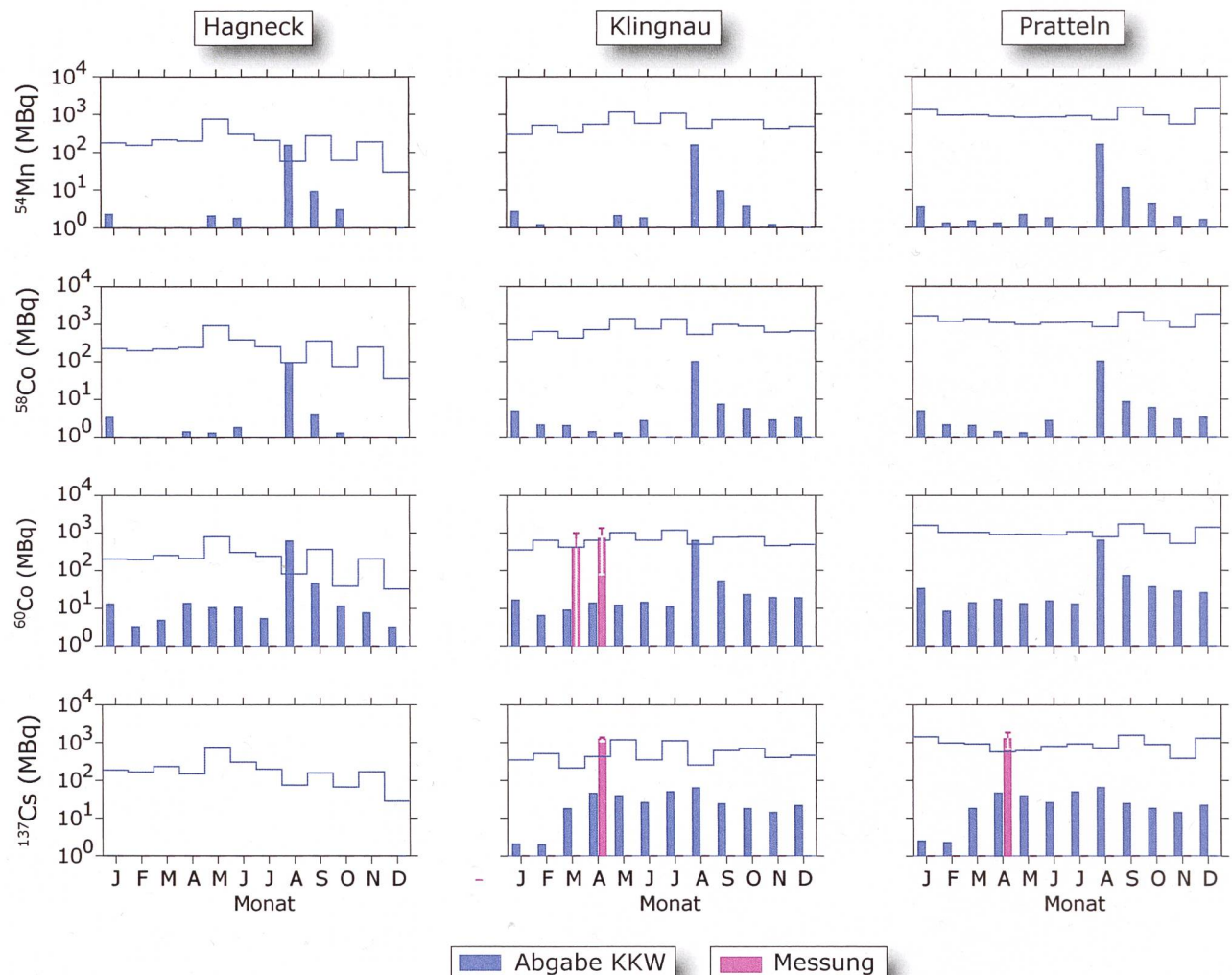
Die Wasserproben aus Aare und Rhein bei Hagneck, Klingnau und Pratteln werden als grossvolumige, monatliche Sammelproben entnommen. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was monatliche Sammelproben zwischen 50L und 200L ergibt. Zur Bestimmung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



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

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

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



**Figur 2:**

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



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

## Ergebnisse

### Wasserproben

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

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

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

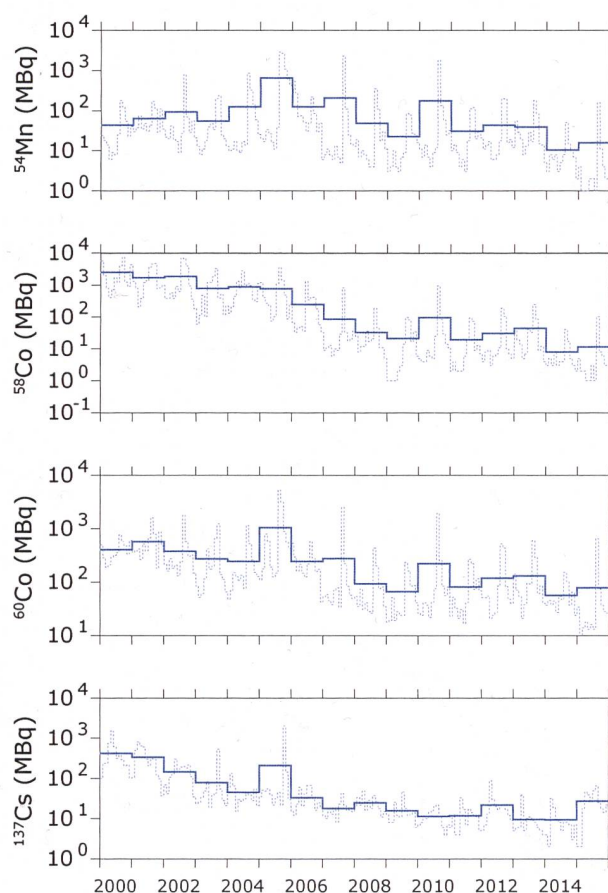
Die  $^3\text{H}$ -Aktivität der täglichen Rheinwasserproben von Weil am Rhein (D) schwankt generell im Bereich von ungefähr 2–10 Bq/L und weist zwei Maxima von ungefähr 20 Bq/L auf (März und Mai 2015).

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

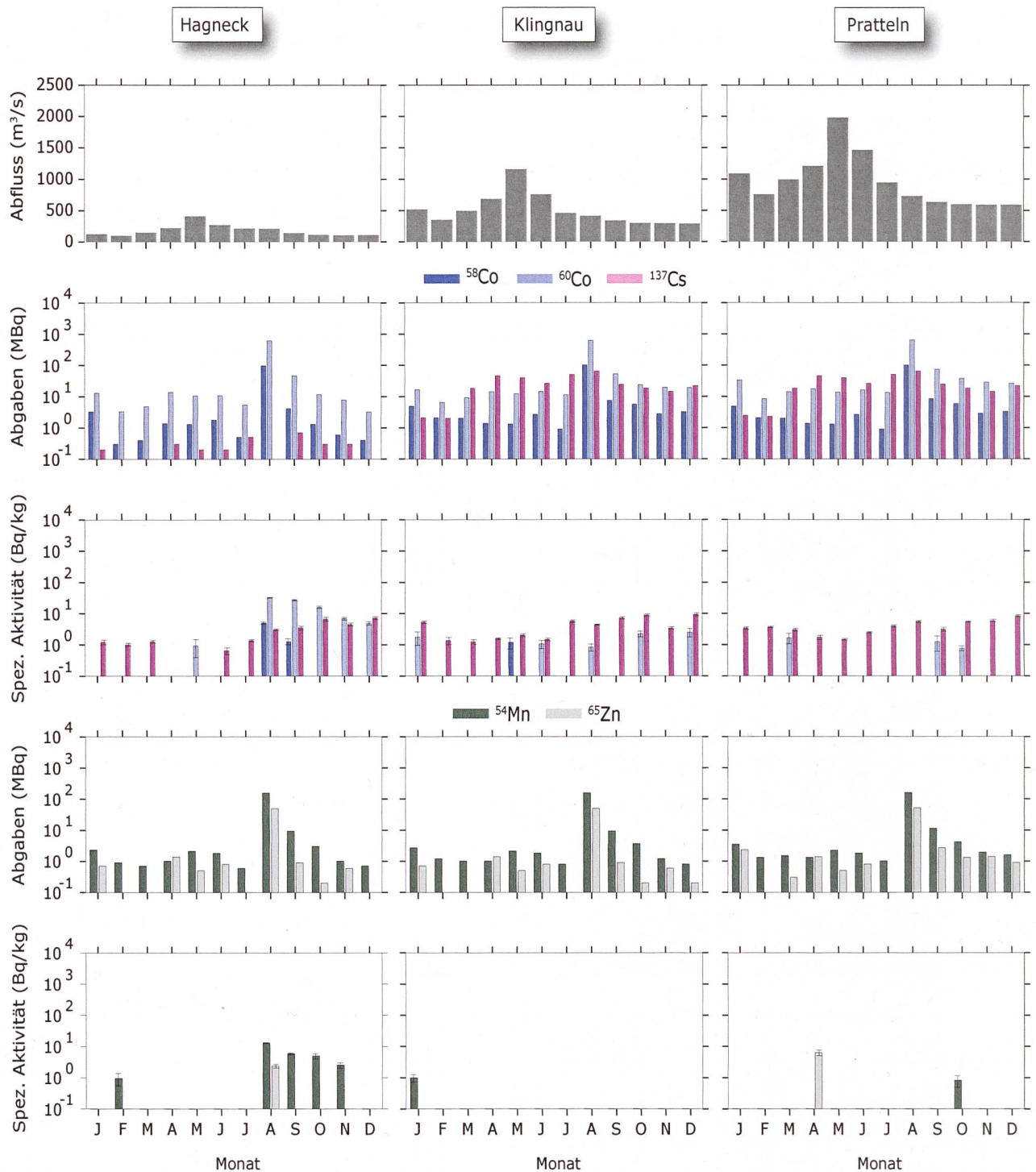
## Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein

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

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



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



**Figur 4:**

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

## Partikelproben

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

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



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

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

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

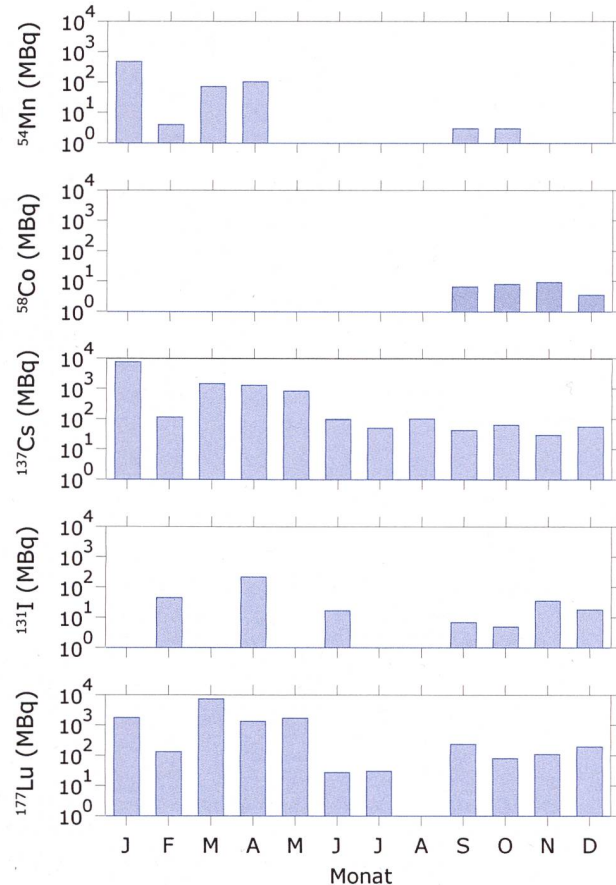
## Fische

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

## Wasserpflanzen

Es wurden Wasserpflanzen bei den verschiedenen Überwachungsstationen entnommen und analysiert:

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



**Figur 5:**

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

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

## Grundwasser

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



## 4.5

# Automatisches Messnetz zur Überwachung des Flusswassers

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

### Zusammenfassung

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

### Das Messnetz und seine Aufgaben

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

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

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

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

### Messtechnik

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



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

## Verfügbarkeit der Messsonden und Messergebnisse 2015

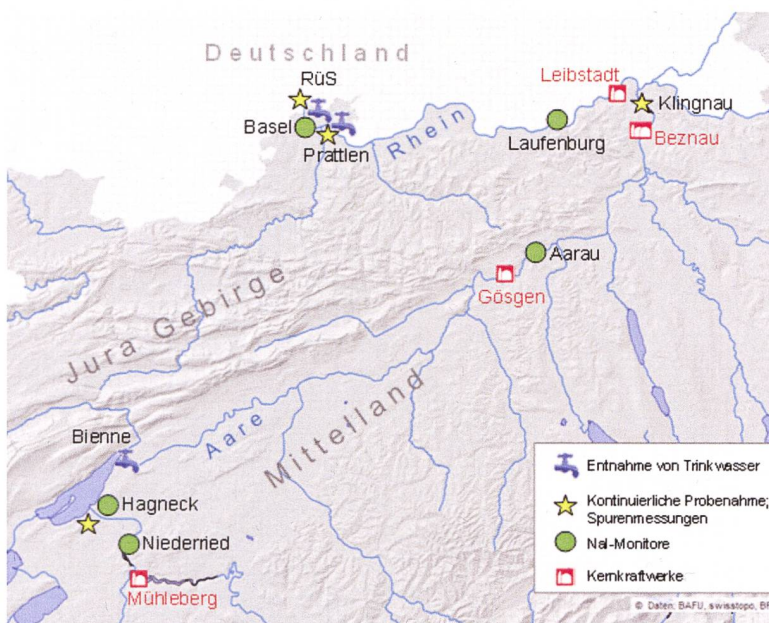
Die Verfügbarkeit der Sonden, d.h. die Verfügbarkeit der 10-Minuten Spektren, ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Bis auf die Station Hagneck waren diese Werte hoch: 97.5% oder besser. Bei Hagneck hat im November vermutlich ein treibender Baumstamm das Kabel der Sonde durchtrennt, was zu einem längeren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

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

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

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

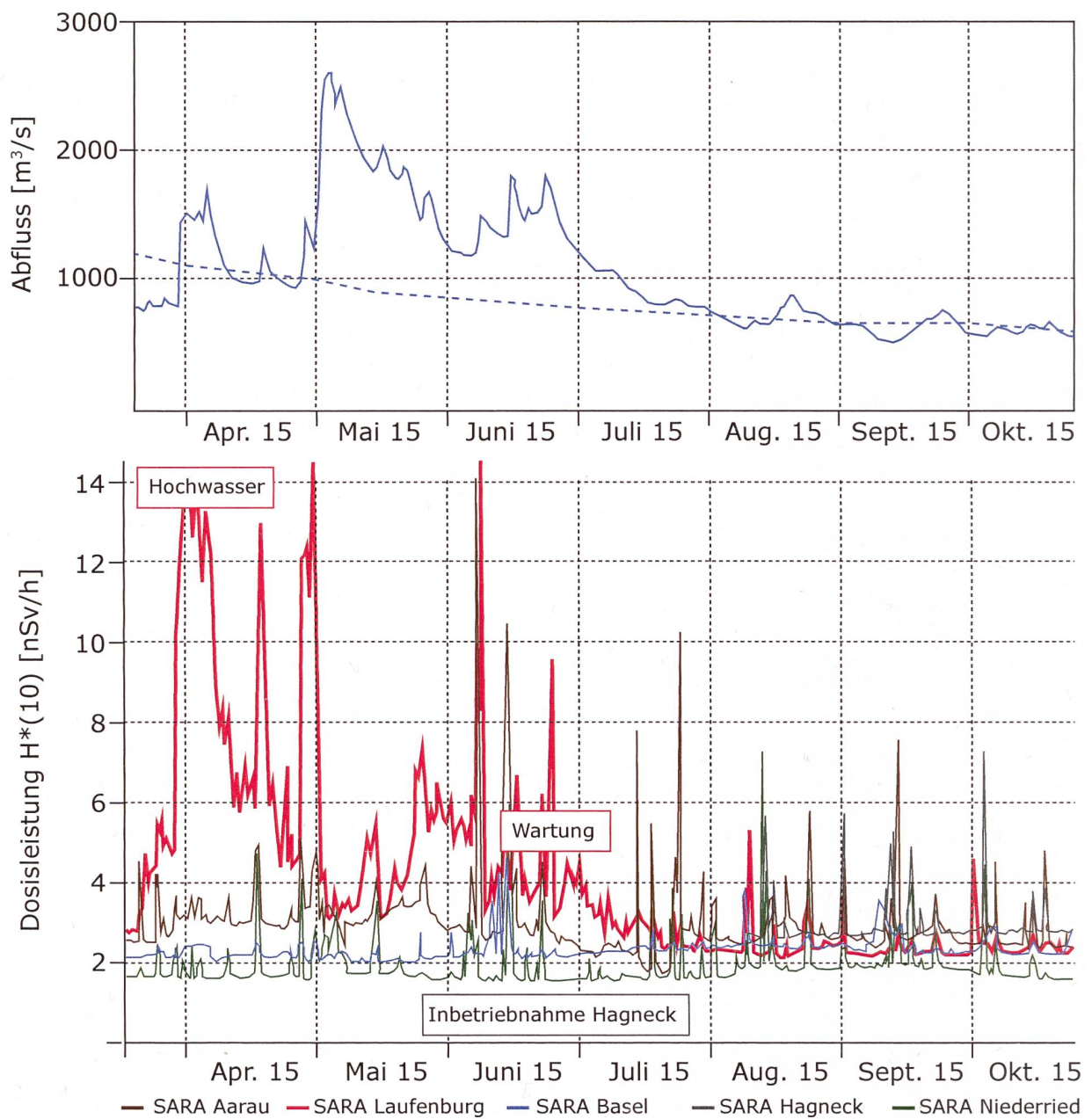
Online werden zurzeit die 24-Stunden Mittelwerte der gemessenen Radioisotope auf [www.radenviro.ch](http://www.radenviro.ch) publiziert.



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

## Literatur

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



**Figur 2:**

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

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



## 4.6

# Radioactivité du sol et de l'herbe

**P. Froidevaux**

**P.-A. Pittet**

**F. Barraud**

**M. Pedro**

**F. Bochud**

Institut de Radiophysique,  
Grand Pré 1  
1007 Lausanne

**S. Estier**

**P. Steinmann**

**A. Gurtner**

Section Radioactivité  
de l'environnement  
URA / OFSP  
3003 Bern

**M. Zehringer**

Laboratoire Cantonal Bâle  
Kannenfeldstr. 2  
4012 Basel.

**J.A. Corcho Alvarado**

**S. Wüthrich**

**S. Röllin**

**B. Balsiger**

Labor Spiez  
Bundesamt für  
Bevölkerungsschutz des VBS  
3700 Spiez

### Résumé

*Nous avons prélevé des échantillons de sol (0-5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie gamma in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que le niveau d'activité artificielle dans le sol et l'herbe est resté faible et au niveau des années précédentes. Les activités des radioéléments habituellement observés dans les échantillons de sol comme conséquence des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante sont inférieures à 1 Bq/kg pour le plutonium et l'américium et au maximum de quelques Bq/kg pour le  $^{90}\text{Sr}$  notamment dans les sols de montagne du Tessin. Le niveau d'activité en  $^{137}\text{Cs}$  est plus variable et dépend de la contribution de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et peut atteindre 229 Bq/kg au Tessin (env. 44 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse), région particulièrement touchée par les retombées de l'accident. Les activités en  $^{90}\text{Sr}$  sont restées très similaires à celles observées les années précédentes et sont plus élevées en altitude et au Tessin que sur le reste de la Suisse. Ces variations dans les sols se reflètent au niveau des herbes, avec des activités en  $^{90}\text{Sr}$  supérieures dans les herbes de montagne (jusqu'à 15 Bq/kg MS) et du Tessin ( $^{137}\text{Cs}$  jusqu'à 10 Bq/kg MS). On observe également que la période de coupe est responsable des différences observées dans les activités en  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$  pour un même site de prélèvement.*

### Introduction

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

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

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

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

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



**Tableau 1:**

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

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

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

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



**Tableau 2:**

Activité du  $^7\text{Be}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$  dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2015 lors de deux saisons de coupe (Bq/kg de matière sèche). Pour les échantillons uniques, la valeur et l'incertitude sont indiquées ( $a \pm b$ ). Si plusieurs échantillons ont été mesurés la gamme des valeurs est donnée ( $a - b$ ).

| Canton/Lieu                   | n | $^7\text{Be}$  | $^{40}\text{K}$ | $^{60}\text{Co}$ | $^{134}\text{Cs}$ | $^{137}\text{Cs}$ | $^{90}\text{Sr}$                     |
|-------------------------------|---|----------------|-----------------|------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|
| AG (Voisinage KKB)            | 4 | 92 - 281       | 497 - 692       | < 1.6            | < 1.0             | 0.6 - 1.2         | $0.39 \pm 0.06$<br>$1.00 \pm 0.14$   |
| AG (PSI-ZWILAG)               | 2 | 185 - 373      | 622 - 672       | < 1.3            | < 1.1             | 0.6 - 0.7         | $1.39 \pm 0.26$                      |
| AG (PSI-OASE)                 | 2 | 141 - 304      | 445 - 584       | < 1.9            | < 1.7             | 1.0 - 3.2         | $0.57 \pm 0.06$<br>$0.48 \pm 0.05^a$ |
| AG (Voisinage KKL)            | 8 | 95 - 393       | 458 - 705       | < 2.0            | < 1.7             | 0.5 - 1.2         | $0.48 \pm 0.06$<br>$1.82 \pm 0.16$   |
| AG/SO (Voisinage KKG)         | 8 | 67 - 228       | 384 - 1'159     | < 2.7            | < 1.9             | 0.8 - 2.0         | $0.48 \pm 0.09$<br>$3.14 \pm 0.39$   |
| BE (Voisinage KKM)            | 8 | 128 - 313      | 610 - 1'335     | < 2.5            | < 1.9             | 0.7 - 4.9         | $0.60 \pm 0.08$<br>$1.25 \pm 0.32$   |
| BE (Mürren) <sup>1)</sup>     | 1 | $154 \pm 9.7$  | $518 \pm 29$    | < 0.4            | < 0.3             | $0.66 \pm 0.06$   | $15.48 \pm 1.75$                     |
| BE (Gimmelwald) <sup>2)</sup> | 1 | $229 \pm 14.2$ | $1'350 \pm 74$  | < 0.5            | < 0.3             | < 0.3             | $1.55 \pm 0.16$                      |
| BE (Fahrni) <sup>3)</sup>     | 2 | 242 - 418      | 1'150 - 1'250   | < 0.5            | < 0.3             | < 0.4             | 0.71 - 1.20                          |
| BE (Diesse/Jura)              | 2 | 302 - 307      | 1'070 - 1'240   | < 0.5            | < 0.3             | < 0.3 - 0.66      | 0.32 - 0.83                          |
| BL (Sissach)                  | 1 |                |                 |                  |                   |                   | $3.6 \pm 0.7$                        |
| GE (Voisinage CERN)           | 5 | 127 - 203      | 571 - 944       | < 1.7            | < 1.2             | 0.5 - 0.9         | $1.00 \pm 0.13$                      |
| FR (Posieux)                  | 2 | 146 - 224      | 736 - 838       | < 1.6            | < 1.3             | 1.0 - < 1.4       | $0.69 \pm 0.11$<br>$1.95 \pm 0.21$   |
| TG (Güttingen)                | 2 | 91 - 200       | 830 - 838       | < 2.4            | < 2.2             | < 2.1             | $0.51 \pm 0.06$<br>$1.66 \pm 0.19$   |
| TG (Arenenberg)               | 1 |                | $960 \pm 33$    | < 1.7            | < 1.7             | $1.7 \pm 0.9$     | $0.55 \pm 0.09$                      |
| TI (Centovalli)               | 1 |                | $602 \pm 38$    |                  | < 0.2             | $3.7 \pm 0.3$     | $9.84 \pm 1.97$                      |
| TI (Leventina)                | 1 |                | $701 \pm 23$    |                  | < 0.8             | $0.8 \pm 0.1$     | $1.28 \pm 0.26$                      |
| TI (Malcantone)               | 1 |                | $570 \pm 19$    |                  | < 0.9             | $0.59 \pm 0.1$    | $4.19 \pm 0.84$                      |
| TI (Cadenazzo)                | 2 | 384 - 402      | 986 - 1'031     | < 1.5            | < 1.2             | 1.6 - 3.7         | $4.18 \pm 0.35$<br>$2.82 \pm 0.32$   |

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

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

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

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

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

## Résultats et discussion

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



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

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

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

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

**Tableau 3:**

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

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



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

## Conclusions

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

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

## Références

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

