

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:	- (2019)
Rubrik:	Environnement = Umwelt

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: 15.02.2026

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

Chapitre / Kapitel 4

Environnement Umwelt

2019

- Aérosols et précipitations
- URAnet Aero
- Surveillance de l'air avec des avions militaires
- Systèmes aquatiques, URAnet Aqua
- Tritium dans l'Aar
- Eaux potables
- Sols et herbe
- Aérosol und Niederschlag
- URAnet Aero
- Überwachung der Luft mit Militärflugzeugen
- Aquatische System, URAnet Aqua
- Tritium in der Aare
- Trinkwasser
- Boden und Gras

4.1

Radioaktivität in der Luft (Aerosol) und im Niederschlag

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

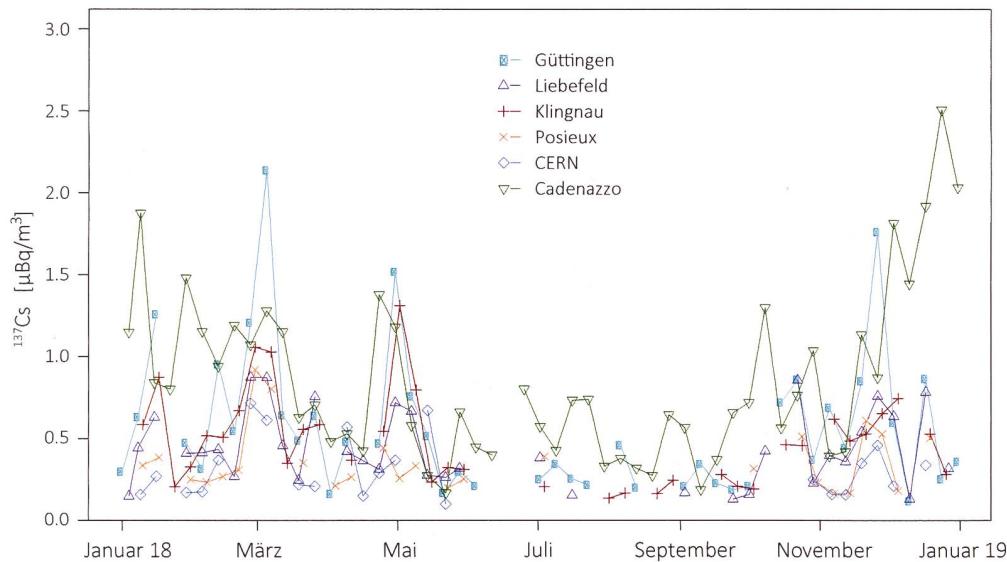
Zusammenfassung

Die Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag zeigte 2019 keine erhöhten Werte, welche die Gesundheit der Bevölkerung gefährdet hätten. In der Atmosphäre überwiegt die natürliche Radioaktivität deutlich. Dank der grossen Empfindlichkeit der verwendeten Messmethoden konnten trotzdem kleinste Spuren von künstlichen Radionukliden auf den Aerosolpartikeln nachgewiesen werden. Im Niederschlag wurden 2019 mit Ausnahme von Tritium und sporadisch Spuren von ^{137}Cs keine künstlichen Radionukliden nachgewiesen. In der unmittelbaren Umgebung von Tritium-verarbeitenden Industriebetrieben erreichten die Tritiumwerte im Regenwasser maximal 8% 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 werden fortlaufend grosse Volumen von Luft gefiltert; je nach Station sind es 80'000 m³ bis 150'000 m³ pro Woche. Die Filter werden im Routinebetrieb wöchentlich gewechselt und zur Analyse ans BAG gesandt. Die Messung auf einem HPGe-Gammaspektrometer dauert 2 Tage. Diese Messzeit ist notwendig, um eine Nachweisgrenze zu erreichen, mit der auch Spuren von künstlichen Radionukliden detektiert würden. Die Messresultate werden auf www.radenviro.ch und www.bag.admin.ch/hvs zeitnah veröffentlicht. Ziel der HVS Messungen ist nicht die schnelle Alarmierung (dafür gibt es URAnet, MADUK und NADAM) sondern der Nachweis von kleinsten Spuren, die von den anderen Messsystemen nicht detektiert werden können. Die Erfahrung im Jahr 2011 nach dem Reaktorunfall in Fukushima oder im Jahr 2017 mit ^{106}Ru im Herbst 2017, hat gezeigt, dass für eine glaubwürdige Information der Bevölkerung und als Grundlage für die Behörde 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 filtern und damit entsprechend höhere Nachweisgrenzen haben. Die MV-Sammler sind zur Überwachung der Kernkraftwerke bei Gösgen, Leibstadt, Mühleberg und PSI/Beznau stationiert, wobei der letztgenannte vom PSI betrieben und gemessen wird. Ein weiterer MV-Sammler steht für die Überwachung der freien Atmosphäre in der Hochalpinen Forschungsstation Jungfraujoch. Die Filter der MV-Sammler werden wöchentlich gewechselt und als Monatsprobe (4 - 5 Filter) gammaspektrometrisch gemessen.



Figur 1:

^{137}Cs Konzentrationen bei allen HVS Stationen für das Jahr 2019.

Künstliche Radioisotope in der Luft

Das einzige regelmäßig nachgewiesene künstliche Radioisotop in der Luft war wie in den Vorjahren Cäsium-137 (^{137}Cs). ^{137}Cs hat eine Halbwertszeit von 30 Jahren und röhrt zur Hauptsache immer noch vom Reaktorunfall in Tschernobyl her. Die gemessenen Konzentrationen sind insgesamt sehr gering. Etwas höhere Werte (Maximum 2.5 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) wurden 2019 bis im Mai und wieder ab Oktober gemessen (siehe Figur 1). Auch die höchsten Werte sind rund eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert für ^{137}Cs von 8.5 Bq/m^3 .

Zu den erhöhten ^{137}Cs Konzentrationen, die eher im Winterhalbjahr auftreten, tragen wahrscheinlich das Aufwirbeln von Bodenpartikel in der vegetationsarmen Zeit, sowie das Verbrennen von leicht mit ^{137}Cs kontaminiertem Holz zum Heizen, bei. Die stärkere Kontamination der Böden im Kanton Tessin nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl erklärt die meist etwas höheren Werte der Station Cadenazzo. Das radioaktive Natriumisotop ^{24}Na mit einer Halbwertszeit von 15 Stunden kann sowohl natürliche als auch künstliche Quellen haben. Natürliches ^{24}Na wird wie das ^{7}Be und ^{22}Na in der oberen Atmosphäre durch die kosmische Strahlung erzeugt. Künstliches ^{24}Na kann in Beschleunigern erzeugt werden, wie sie z. B. am Cern in Genf oder am PSI in Villigen im Einsatz stehen. Bei HVS CERN und bei HVS Klingnau konnten im Berichtsjahr gelegentlich Spuren von ^{24}Na nachgewiesen werden; im Bereich von 15-120 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Die HVS Station Klingnau liegt in rund 6 km Entfernung vom PSI, welches daher als mögliche Quelle in Betracht gezogen werden muss.

Aufgrund der kurzen Halbwertszeit von ^{24}Na kann die Nachweisgrenze variieren und lag 2019 bei rund einem Siebtel der Messungen bei $>1'000 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Die gemessenen ^{24}Na Werte und die Nachweisgrenzen insgesamt liegen allerdings stets deutlich unterhalb des Immissionsgrenzwertes von 48 Bq/m^3 . Geringste Spuren von Jod-131 (^{131}I) tauchten 2019 in einigen (n=11) HVS Filtern auf; vor allem bei der HVS Station CERN mit einem höchsten Wert von 2.0 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Das auf dem Gelände des CERN gemessene ^{131}I stammt wohl aus einem Beschleuniger. Bei anderen Stationen ist die Ursache von Spuren von ^{131}I in dessen

Tabelle 1:
HVS-Stationen des BAG

Station	H.ü.M.	Gemeinde	Umgebung	Bemerkung
CAD	203 m	Cadenazzo TI	Landwirtschaft	Referenzstation für die Alpensüdseite (Agroscope Forschungsstation)
CERN	428 m	Meyrin GE	Landwirtschaft, Stadtnähe, CERN	zur Erfassung eventueller Abgaben aus den CERN Beschleunigern
GUT	440 m	Göttingen TG	Landwirtschaft, Bodensee	Referenzstation für das östliche Mittelland
KLI	315 m	Klingnau AG	ländlich, Staausee	im Einflussbereich der KKW Beznau und Leibstadt
LBF	560 m	Köniz BE (Liebefeld)	städtisch, Agglomeration	am Standort des Bundesamt für Gesundheit
POS	640 m	Hauterive FR (Posieux)	Landwirtschaft	Referenzstation für das westliche Mittelland (Agroscope Forschungsstation)

medizinischen Anwendungen zu suchen, etwa wenn ^{131}I durch die Verbrennung von Abfällen aus Spitätern in die Luft gelangt. Gesundheitlich sind diese Konzentrationen – eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert – irrelevant. Plutonium-Isotope wurden 2019 an zwei Sammelproben von HVS-Filtern der Station Liebefeld bestimmt- eine Probe mit Filtern vom Winter (Nov-April) und eine Probe mit Filtern vom Sommer (Mai-Sept). Die Summe der Alphastrahler ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu und ^{241}Am ergab 0.7 ± 0.07 nano-Becquerel pro m^3 Luft (nBq/m^3) im Winterhalbjahr (2018/2019) und 1.3 ± 0.13 nBq/m^3 im Sommerhalbjahr. Zusätzliche Proben von den Stationen Klingnau und Posieux ergaben als Summe der Alphastrahler zwischen 1.2 und $2.4 \text{ nBq}/\text{m}^3$. Diese Konzentrationen der künstlichen Alphastrahler sind sehr tief und liegen wie beim ^{137}Cs eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert. Curium-244 in den HVS-Mischproben von Klingnau, Posieux und Liebefeld lag unterhalb der Nachweisgrenzen (0.05 bis $0.09 \text{ nBq}/\text{m}^3$). Die Resultate der MV-Filter in der Umgebung der Kernkraftwerke werden im Kapitel 8.5 näher besprochen.

Natürliche Radioisotope in der Luft

Die 2019 auf den HVS Filtern gemessenen Radioisotope waren fast ausschliesslich natürlicher Herkunft. Vorherrschend waren das Radonfolgeprodukt Blei-210 (^{210}Pb ; Halbwertszeit 21 Jahre) und Beryllium-7 (^7Be ; Halbwertszeit 50 Tage), welches durch die kosmische Strahlung in hohen Schichten der Atmosphäre gebildete und deshalb auch zu den kosmogenen Radionukliden gezählt wird. Neunzig Prozent der ^7Be -Werte lagen 2019 zwischen 1.4 und $7.2 \text{ mBq}/\text{m}^3$ (Mittelwert = $4.2 \text{ mBq}/\text{m}^3$; Median = $4.1 \text{ mBq}/\text{m}^3$). Dies entspricht den erwarteten Werten (siehe Tabelle 2), wobei der Höchstwert 2019 mit $9.08 \text{ mBq}/\text{m}^3$ leicht aus dem Rahmen fiel. Neben ^7Be war in kleinsten Spuren von meist weniger als einem $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ das ebenfalls kosmogene Natrium-22 (^{22}Na) nachweisbar. Neunzig Prozent der 2019 gemessenen ^{210}Pb -Konzentrationen lagen zwischen 0.15 und $1.0 \text{ mBq}/\text{m}^3$ (Mittelwert = $0.51 \text{ mBq}/\text{m}^3$, Median = $0.46 \text{ mBq}/\text{m}^3$). Diese Werte

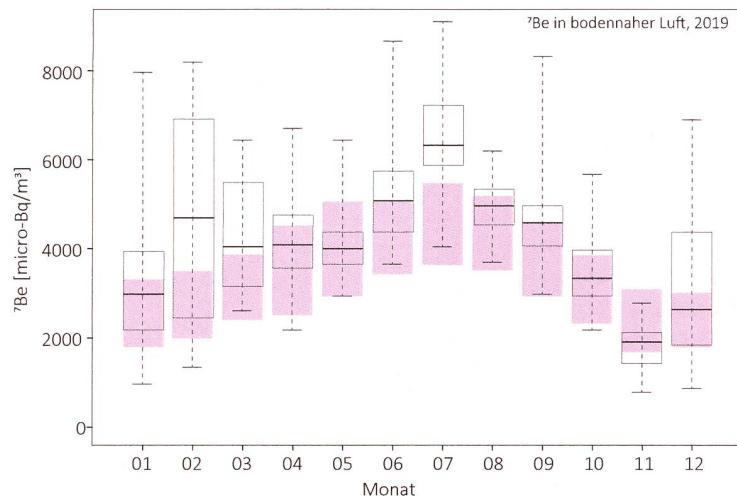
Tabelle 2:

Verteilung der 2013-2018 (Referenz) sowie 2019 in der Schweiz gemessenen ^{210}Pb und ^7Be Aktivitäten in bodennaher Luft. Aktivitätsangaben in mBq/m^3

Kenngroesse	^{210}Pb (Referenz)	^{210}Pb (2019)	^7Be (Referenz)	^7Be (2019)
5%- 95%-Perzentil	0.18 - 1.18	0.15 - 1.02	1.48 - 6.40	1.43 - 7.19
Min - Max	0.07 - 2.76	0.08 - 1.80	0.15 - 8.74	0.80 - 9.08
Mittelwert / Median	0.57 / 0.49	0.51 / 0.46	3.66 / 3.50	4.21 / 4.11
Anzahl Messwerte	1'864	306	1'864	306

sind etwas tiefer als die über die vorherigen 6 Jahre gemittelten Pb-210 Aktivitäten (Tabelle 2 und Figur 3). Möglicherweise waren im wiederum sehr warmen 2019 Inversionslagen mit typischerweise erhöhten ^{210}Pb Konzentrationen seltener als in der Vergleichsperiode.

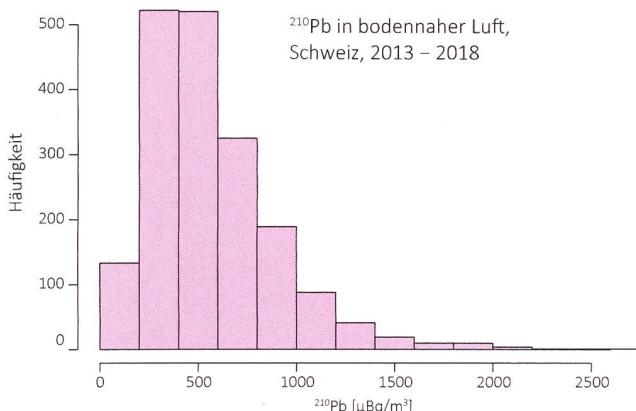
Die Figur 2 zeigt für jeden Monat die Verteilung der ^7Be Konzentrationen aller Stationen im Vergleich mit dem langjährigen Jahresverlauf. Der Jahresverlauf der ^7Be Konzentrationen widerspiegelt das Wettergeschehen, insbesondere die konvektive vertikale Durchmischung der Troposphäre an warmen Sommertagen, wobei ^7Be -reiche Luft aus der obersten Troposphäre an den Boden gelangt. Weitere



Figur 2:

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

Einflüsse für die ^7Be Konzentration in der Luft sind Niederschlag (Auswaschen von ^7Be) und die kosmische Strahlung. Die kosmische Strahlung war 2019 noch einmal minim höher (+0.4%) als 2018 (IGY Neutron Monitor Junfraujoch, cosray.unibe.ch). Der Jahresmittelwert 2019 von ^7Be ist mit 4.2 mBq/m^3 leicht höher als im Vorjahr. Diese erhöhten Werte passen zum Ende des Sonnenzyklus 24 (negative Korrelation der kosmischen Strahlung und damit der ^7Be -Produktion mit der Sonnenaktivität). Die auffälligsten Perioden bezüglich ^7Be Luftkonzentrationen waren 2019 Februar/März und Juni/Juli mit deutlich mehr ^7Be als im langjährigen Mittel (Figur 2). Diese Monate waren deutlich wärmer als trocken (MeteoSchweiz: Klimabulletin Jahr 2019). Erklären so die hohen ^7Be Werte in der bodennahen Luft. Der kalte und nasse Mai 2019 zeichnete für durchschnittliche ^7Be -Werte verantwortlich. Als weiteres natürliches Radioisotop findet sich in den HVS Filtern oft auch ^{40}K . Die Konzentrationen lagen 2019 meist im typischen Bereich von $5 - 20 \text{ \mu Bq/m}^3$. Der höchste Wert mit 55 \mu Bq/m^3 wurde beim «Sylvesterfilter» gemessen, verursacht durch Kalium aus Feuerwerkskörpern.



Figur 3: Histogramm der ^{210}Pb Aktivitäten in bodennaher Luft. 1'864 Messwerte. Siehe auch Tabelle 2.

im langjährigen Durchschnitt und relativ Stärkere vertikale Konvektion und wenig Niederschlag erklären so die hohen ^7Be Werte in der bodennahen Luft. Der kalte und nasse Mai 2019 zeichnete für durchschnittliche ^7Be -Werte verantwortlich. Als weiteres natürliches Radioisotop findet sich in den HVS Filtern oft auch ^{40}K . Die Konzentrationen lagen 2019 meist im typischen Bereich von $5 - 20 \text{ \mu Bq/m}^3$. Der höchste Wert mit 55 \mu Bq/m^3 wurde beim «Sylvesterfilter» gemessen, verursacht durch Kalium aus Feuerwerkskörpern.

Niederschlag

Messungen von Gammastrahlern

Im Berichtsjahr 2019 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, Güttingen TG, Cadenazzo TI, Cernier NE und Davos GR. Für die natürlichen Radioisotope ^7Be und ^{210}Pb waren die Messresultate sehr ähnlich wie im Vorjahr, mit Werten im Bereich $0.0 - 2.3$ (Mittelwert 0.8 Bq/l , respektive $0.01 - 0.30$ (Mittelwert 0.08 Bq/l). In 9 (von 103) Regen- und Schneeproben lag ^{137}Cs knapp über der Erkennungsgrenze (Maximum 1.3 mBq/l ^{137}Cs). Als Referenzpunkt kann hier der Immissionsgrenzwert aus der Strahlenschutzverordnung von 36 Bq/l ^{137}Cs in öffentlich zugänglichen Gewässern herangezogen werden, da bei starken Niederschlägen ein öffentlich zugängliches Gewässer im Wesentlichen durch Regenwasser gespeist sein könnte. Andere künstliche Gammaemitter konnten nicht nachgewiesen werden. Für eine weitere Diskussion dieser Resultate siehe auch Kapitel 8.5.

Tritium-Messungen

Für die monatlichen Sammelproben von Niederschlag der Referenzstationen Posieux, Güttingen, Cadenazzo sowie bei den Stationen Basel-Binningen und La Chaux-de-Fonds lagen die Tritiumkonzentrationen nur zweimal knapp über der Nachweisgrenze von 2 Bq/l : Im Januar bei Basel-Binningen ($3.5 \pm 0.6 \text{ Bq/l}$) und im Mai bei La Chaux-de-Fonds ($3.0 \pm 0.7 \text{ Bq/l}$). Tritium-Messungen an Regenproben aus der Umgebung der Kernkraftwerke KKG, KKL und KKM ergaben ebenfalls Messwerte unterhalb oder knapp über der Nachweisgrenze von $2 - 5 \text{ Bq/l}$. Bei diesen Stationen war der höchste gemessene Wert $5.7 \pm 0.7 \text{ Bq/l}$ (KKL, Februar). Bei den Sammelstationen PSI, KKB und Zwilag ergaben sich 2019 mit Mittelwerten von $21, 11$ und 8 Bq/l etwas höhere Werte - vergleichbar mit letztem Jahr. Das höchste Monatsmittel trat im Februar bei der Station PSI auf (100 Bq/l). Alle gemessenen Konzentrationen liegen sehr deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte (siehe Kapitel 8.5). Höhere Tritiumwerte- aber auch hier unterhalb der Grenzwerte- zeigten sich bei der Überwachung von Tritium-verarbeitenden Industrien. Nahe bei den betroffenen Standorten in Teufen AR und Niederwangen BE enthielt das Regenwasser zwischen 8 und $3'218 \text{ Bq/l}$ Tritium mit einem Mittelwert von 198 Bq/l . Die Höchstkonzentration entspricht rund 16% , der Mittelwert 1% des Immissionsgrenzwertes für öffentlich zugängliche Gewässer, der in der StSV festgehalten ist. Ausführlicher werden diese Tritium-Resultate in Kapitel 9.3 besprochen.

Referenzen

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

4.2

URAnet aero

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

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, Bern

Zusammenfassung

Die Radioaktivitätsmessungen des vom Bundesamt für Gesundheit betriebenen Messnetz URAnet aero haben im zweiten offiziellen Betriebsjahr keine erhöhte künstliche Radioaktivität in Luftpartikeln festgestellt. In den Spektren konnten keine Peaks nachgewiesen werden, die eindeutig einem künstlichen Radionuklid zugeordnet werden können. Auch die Konzentration von gasförmigem ^{131}I blieb unterhalb der Nachweisgrenze von ca. 90 mBq/m³. Somit blieben die Konzentrationen dieser Radionuklide weit unter den in der StSV festgelegten Immissionsgrenzwerten. Hingegen konnten in den Spektren die natürlich vorkommenden Radontöchter aus der Uran-Radium- und der Thorium-Zerfallskette nachgewiesen werden. Ein Vergleich mit den meteorologischen Bedingungen zeigt, dass Höchstwerte in der Aktivitätskonzentration der Radontochter ^{214}Pb bei windstillen Verhältnissen ohne Niederschlag erreicht werden. Diese Höchstwerte sind von Station zu Station verschieden und reichten im Jahr 2019 von 15 Bq/m³ in Waltersholz/AG bis 35 Bq/m³ in Bellinzona/TI.

Einführung

Das im Jahr 2018 offiziell in Betrieb genommene Messnetz URAnet aero überwacht die Radioaktivität in der Umgebungsluft. Das Messnetz besteht aus 15 in der ganzen Schweiz verteilten Messstationen, auf denen Aerosolmonitore die Aktivitätskonzentrationen der auf Luftpartikeln gebundenen Radionuklide kontinuierlich messen und diese Messwerte per Mobilfunknetz übertragen. Fünf Messstandorte verfügen zusätzlich über einen Iod-Monitor, der aus dem Vorgängermessnetz RADAIR in URAnet aero integriert wurde. Dieser misst die ^{131}I Aktivitätskonzentration (gasförmig und partikelgebunden).

Das Ziel von URAnet aero ist einerseits die Überwachung der Immissionen in der Luft zur Abschätzung der Dosis für die gesamte Bevölkerung, andererseits eine rasche und zuverlässige Alarmübertragung und Alarmvalidierung im Falle einer erhöhten Aktivitätskonzentration eines künstlichen Radionuklids. Zu diesem Zweck wird in diesem Messnetz eine moderne Messtechnik eingesetzt, die die Identifizierung und Quantifizierung von Radionukliden mit den von internationalen Empfehlungen geforderten Nachweisgrenzen erlaubt. Da der Luftdurchsatz von URAnet aero Monitoren von 16 bis 18 m³/h um einiges tiefer liegt als bei den HVS (ca. 500 m³/h bei 1 Woche Sammelzeit, siehe Kapitel 4.1), liegen auch die Nachweisgrenzen höher, aber immer noch weit unter dem Immissionsgrenzwert.

Von den 15 Messstationen befinden sich je eine Station nördlich des Juras (Basel) und südlich der Alpen (Bellinzona) und die restlichen Stationen im Mittelland zwischen Genf und dem Bodensee, mit einer besonderen Verdichtung des Messnetzes in der Umgebung der Kernkraftwerke.

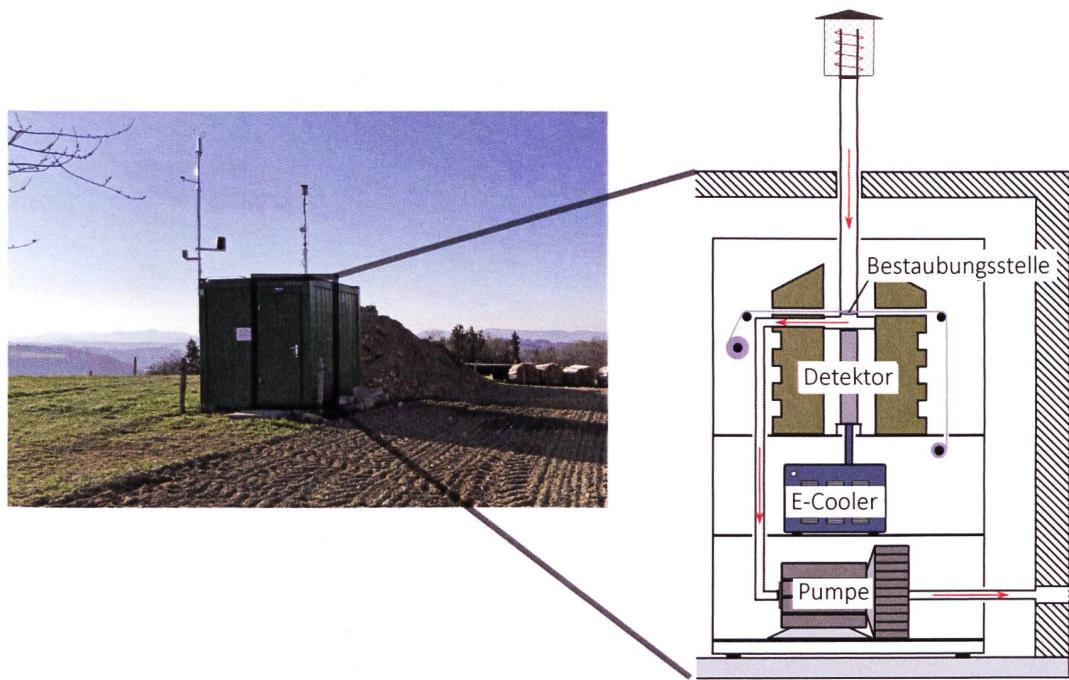
Die Messgeräte sind eingebunden in das SwissMetNet der MeteoSchweiz, welche die Messwerte auf die Server der Sektion Umweltradioaktivität transferiert, von wo aus sie für eine Analyse und gegebenenfalls eine Alarmvalidierung verfügbar gemacht werden. Daneben speichert die MeteoSchweiz alle Messwerte in ihrer eigenen zentralen Datenbank (DataWareHouse).

Die 12-Stunden-Mittelwerte der Radionuklide ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{7}Be , ^{60}Co , ^{131}I , ^{214}Bi und ^{214}Pb sind auf der Internet-Plattform Radenviro für die Öffentlichkeit einsehbar (www.radenviro.ch).

Messmethodik

Aerosolsammler:

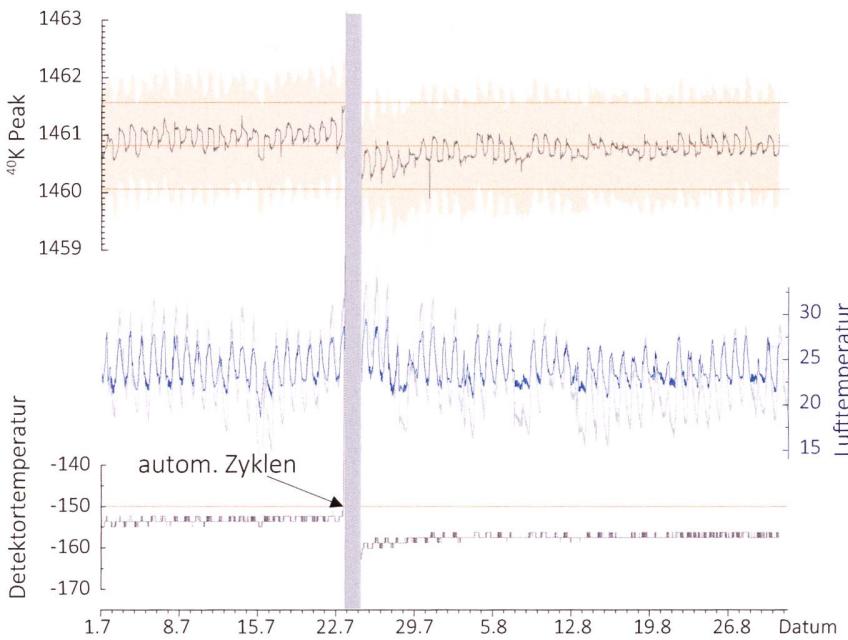
Die Aerosolmonitore - vereinfacht dargestellt in Figur 1 - sind ausgestattet mit einem Reinstgermanium-Detektor mit 15% relativer Effizienz gegenüber einem 3x3" Natriumjodid-Detektor. Zur Abschirmung vor



Figur 1:

Vereinfachtes Schema des Aerosolmonitors. Der Weg der angezogenen Luft ist mit roten Pfeilen angedeutet. Die wesentlichen Elemente des Monitors sowie die Funktionsweise sind im Text erklärt. (Bild der Messstation in Waltersholz/AG. Am Mast neben dem Ansaugkopf befinden sich Wind-, Regen- und Temperatursensoren)

Umgebungsstrahlung ist dieser Detektor in einem runden Blei-Gehäuse installiert. Etwa 1cm über dem Detektor liegt ein Glasfaser-Filterband, durch welches Außenluft mit einem Durchfluss von 16 bis 18 m^3/h gepumpt wird. Als Support des Filterbands wird ein metalliger Messstellenring mit gleichem Durchmesser wie das Bleigehäuse verwendet, welcher im Messbetrieb von vier Schraubenfedern an das Bleigehäuse gepresst und durch O-Ringe abgedichtet wird. Bei der Bestaubungsstelle hat dieser Messstellenring ein Loch von 5cm Durchmesser, bei welchem die angesaugte Luft das Filterband passiert. Das Filterband wird alle 12 Stunden um 10 cm vorgeschoben, so dass wieder eine neue Filterfläche bestaubt wird und die bereits bestaubte Filterfläche ausserhalb des Bleigehäuses zu liegen kommt. Dadurch wird verhindert, dass die weiterhin abklingenden Radionuklide des alten Filters weitere Counts während der Bestaubungszeit des aktuellen Filters verursachen. Bei einem Filterbandvorschub wird den vier Schraubenfedern durch die Druckluft eines Kompressors entgegengedrückt, sodass sich das Filterband durch die entstehende Lücke frei bewegen kann. Das Bleigehäuse verfügt über einen Einlass für die Luftansauglinie und einen Ausgang für den Luftabzug. Eine Kunststoff-Abdeckung, die luftdicht an der Innenseite des Bleigehäuses angebracht ist, liegt



Figur 2:

Messparameter der Station Bellinzona von Juli bis August 2019. Oben: Gemessene Lage des ^{40}K Peaks im Spektrum (grau) mit der Halbwertsbreite (gelbe Fläche), zusammen mit dem Referenzwert von 1'460.81 keV und der Breite des Suchintervalls von ± 0.75 keV (orange). Mitte: Lufttemperatur in der Umgebung (grau) und nach der Bestaubungsstelle (blau). Unten: Temperatur des Detektors. Die orange Linie zeigt die Schwelle von -150°C für das automatische Zyklen, welche am 22. Juli überschritten wurde. Danach konnten etwa zwei Tage lang keine Messwerte aufgenommen werden, bis der Germaniumkristall wieder abgekühlt war (grau markiert).

zwischen dem Detektor und dem Filterband und trennt somit den Detektor von der Zirkulation der angesogenen Außenluft.

Die in diesem Setup verwendete Gamma-Spektrometrie mit Germanium-Kristallen erlaubt die Aufnahme von hochauflösten Spektren im Energie-Bereich zwischen 30 und 2'000 keV mit Peak-Halbwertsbreiten zwischen 1 keV und 2.5 keV. Dadurch können die einzelnen Peaks eindeutig den verschiedenen Radionukliden zugeordnet und über die Peak-Fläche die Aktivität bestimmt werden. Nach einem Filterbandvorschub beginnt die Pumpe sofort mit dem Ansaugen von Außenluft mit 16 bis 18 m^3/h und der Detektor mit der Akquisition des Spektrums. Alle 5 Minuten wird das Spektrum neu ausgewertet und auf Grenzwertüberschreitungen geprüft, womit die Information der zeitlichen Entwicklung der Peak-Fläche in der Auswertung abgespeichert ist. Die unten präsentierten Werte beziehen sich auf 12-Stunden-Mittelwerte, d.h. die Aktivitätskonzentrationen werden unter der Annahme berechnet, dass seit dem letzten Filterbandvorschub immer eine konstante Aktivitätskonzentration in der Luft vorherrscht.

Die Germanium-Kristalle reagieren sehr sensibel auf Veränderungen in den Umgebungsbedingungen und müssen auf eine Temperatur von unter -150°C gekühlt werden, damit die angelegte Hochspannung keinen Schaden am Detektor verursacht. Da eine Kühlung mit Flüssigstickstoff auf 15 Messstationen nicht praktikabel ist, sind die Detektoren elektrisch durch einen E-Cooler von Ortec gekühlt. Das kontinuierlich Ansaugen von Außenluft führt jedoch unweigerlich zu Temperaturschwankungen im Messsystem. Aus diesem Grund erfährt die gemessene Lufttemperatur nach dem Filter eine Modulation in Abhängigkeit der Außentemperatur, wie Figur 2 (mitte) am Beispiel der Messstation von Bellinzona zwischen Juli und August 2019 zeigt. Interessant ist die sehr gute Korrelation zwischen dieser Temperaturschwankung und der gemessenen Lage des ^{40}K Peaks bei 1460.81 keV (Figur 2, oben). Die gemessene Lage weicht aber in der Regel um weniger als 0.5 keV von 1460.81 keV ab und liegt damit gut innerhalb des Suchfensters von ± 0.75 keV. Um zu verhindern, dass der Peak bei einer konstanten längeren Drift aus dem Suchfenster herausläuft, führt das Gerät vor einem Filterbandvorschub eine Neukalibrierung der Energie mit den gemessenen Radontöchtern und ^{40}K durch. Durch diese automatische Regelung stellt das Messsystem sicher, dass die Energie der Gammaquanten über den gesamten Energiebereich auch bei unterschiedlichen Umgebungsbedingungen korrekt und zuverlässig gemessen wird. Damit die 1460.81 keV-Linie in jedem Spektrum vorhanden ist und damit eine Regelung durchgeführt werden kann, wurde eine sehr schwache ^{40}K im System integriert. Auf die Halbwertsbreite haben die beobachteten Schwankungen nur wenig Einfluss.

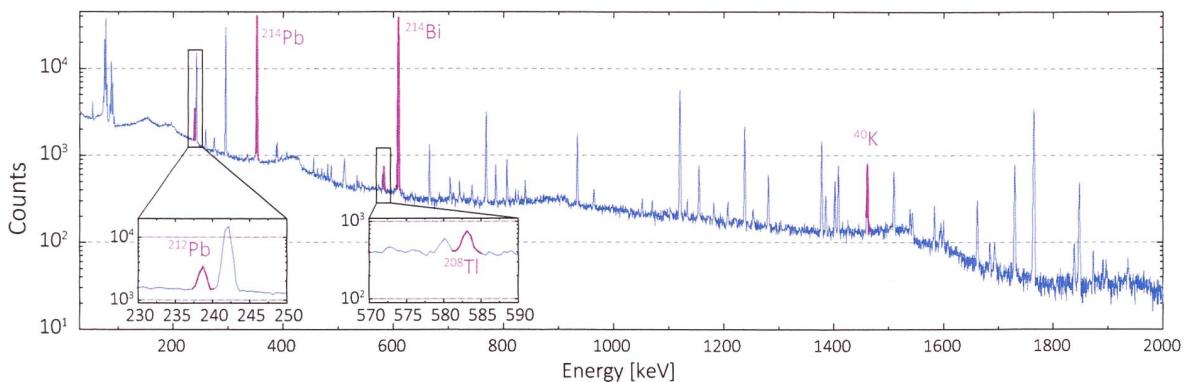
Probleme können jedoch auftreten, wenn die Wärmeisolation eines Detektors nach einigen Betriebsjahren allmählich nachlässt. Erwärmst sich ein Detektor auf -150°C , dann muss zum Schutz des Germanium-Kristalls die Hochspannung heruntergefahren und der Kristall auf Raumtemperatur aufgewärmt und wieder abgekühlt werden (sog. zyklieren, siehe Figur 2, unten). Während dieser Zeit können keine Aktivitätskonzentrationen gemessen werden. Falls ein Detektor wiederholt aufgewärmt werden muss, dann deutet dies auf Probleme der Wärmeisolation hin, die durch den Gerätehersteller behoben werden müssen.

¹³¹I-Monitor:

Die Umgebungsluft wird durch eine Pumpe angesaugt und durch eine zylindrische Kartusche mit AgNO_3 -Granulat gezogen. Falls sich ^{131}I in der Luft befindet, wird dieses am AgNO_3 -Granulat adsorbiert und verbleibt damit in der Kartusche. In der Mitte der zylindrischen Kartusche befindet sich ein NaI-Detektor, der die vom adsorbierten ^{131}I emittierten Gammaquanten bei 364.49 keV registriert.

Messresultate

Figur 3 zeigt ein typisches Spektrum gegen Ende der Bestaubungszeit von 12 Stunden. Die Hauptlinien der Radontöchter ^{214}Pb und ^{214}Bi aus der Uran-Radium-Zerfallsreihe sind die prominentesten Peaks im Spektrum. Die Hauptlinien von ^{212}Pb und ^{208}Tl aus der Thorium-Zerfallsreihe sind ebenfalls im Spektrum zu finden, ebenso der ^{40}K Peak bei 1460.81 keV. Die Hauptlinie von ^{212}Bi – ebenfalls aus der Thorium-Zerfallsreihe – bei 727.3 keV

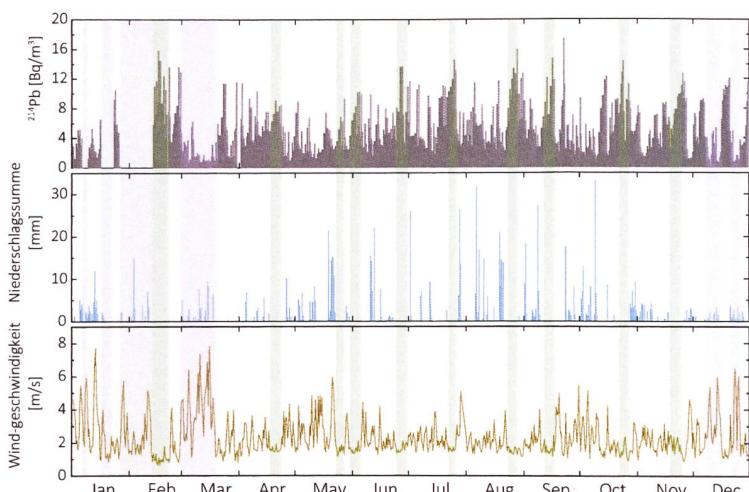


Figur 3:

Gamma-Spektrum der Station Bellinzona vom 6. Juli nach einer Bestaubungszeit von 12 Stunden. Die Hauptlinien der identifizierten Radontöchter ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{212}Pb und ^{208}Tl und von ^{40}K sind rot hervorgehoben. ^{212}Bi konnte in diesem Spektrum nicht nachgewiesen werden. Alle anderen Linien im Spektrum sind Nebenlinien der Radontöchter ausser dem Annihilationspeak bei 511 keV.

kann aufgrund der geringen Emissionswahrscheinlichkeit nicht immer im Spektrum nachgewiesen werden. Aufgrund der fortlaufenden Bildung von ^{212}Bi und ^{208}Tl auf dem Partikelfilter durch das bereits abgelagerte ^{212}Pb ist es dann auch schwierig, aus diesen kleineren Peaks eine tatsächliche Aktivitätskonzentration von ^{212}Bi und ^{208}Tl in der Luft abzuleiten. Alle anderen (nicht markierten) Peaks im Spektrum sind ausser dem Annihilationspeak bei 511 keV Nebenlinien von den oben genannten Radionukliden.

Wie schon im Jahr 2018 konnte auch im Jahr 2019 kein künstliches Radionuklid in den Spektren nachgewiesen werden. In wenigen Spektren kann ein kleiner Peak bei 477.3 keV vom Zerfall des kosmogenen ^7Be beobachtet werden. Hingegen können die Radontöchter ^{214}Pb und ^{214}Bi meist bereits nach kurzen Bestaubungszeiten von weniger als einer halben Stunde mit hoher Sicherheit nachgewiesen werden. Ihre Aktivitätskonzentrationen

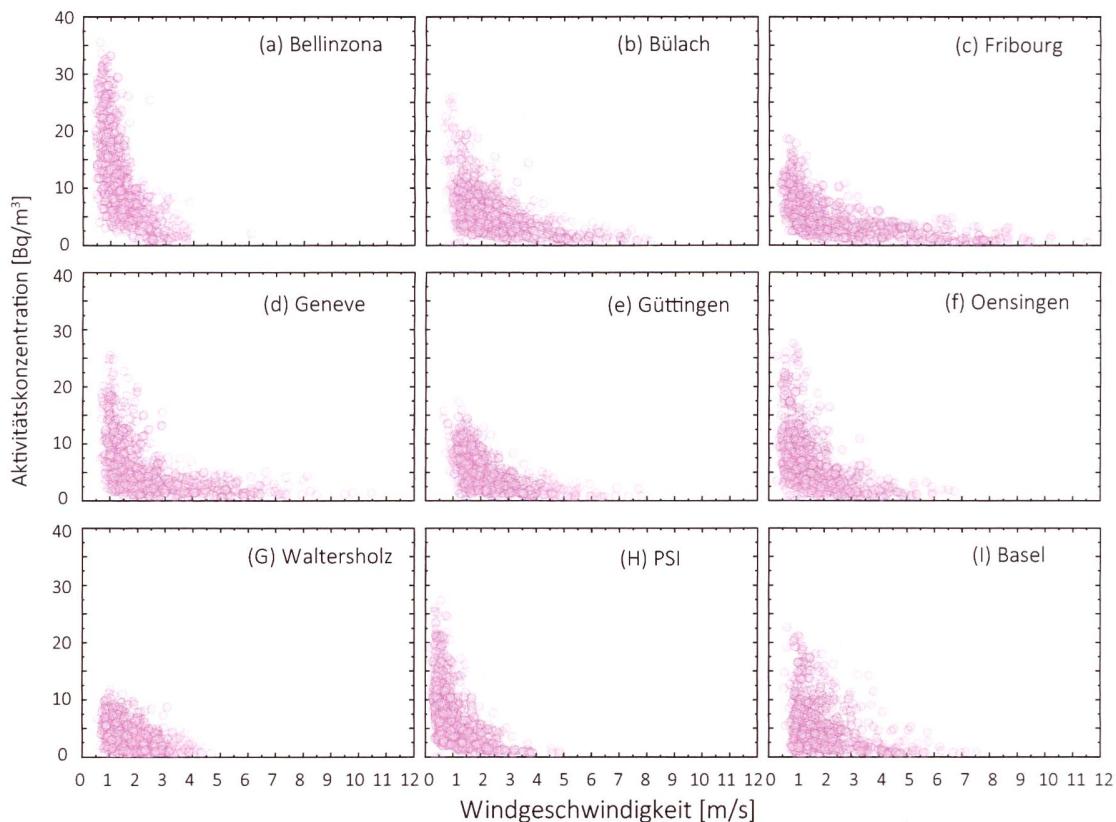


Figur 4:

12-Stunden Mittelwerte der Aktivitätskonzentration von ^{214}Pb (oben) und Windgeschwindigkeit (unten), sowie die 12-Stunden Niederschlagssumme (Mitte) der Messstation Göttingen von Januar bis Dezember 2019. Im Januar und anfangs Februar war das Messgerät teilweise von technischen Problemen betroffen, sodass keine Messungen durchgeführt werden konnten (grau markiert). Abschnitte, bei denen während mehrerer Tage hohe Windgeschwindigkeit und Niederschlag gemessen wurden, sind violett hervorgehoben und Abschnitte, bei denen windstille Verhältnisse ohne Niederschlag vorherrschen, sind grün markiert.

sind bestimmt durch die Eigenschaften des Bodens und die vorherrschenden meteorologischen Bedingungen. Figur 4 zeigt die 12-Stunden Mittelwerte der Aktivitätskonzentration von ^{214}Pb und der Windgeschwindigkeit, sowie die 12-Stunden Niederschlagsmenge in Göttingen zwischen Januar und Dezember 2019. Die Datenlücken im Januar und anfangs Februar aufgrund von technischen Problemen sind in der Figur markiert. Herausgehoben sind Abschnitte, in denen während mehreren Tagen windige und regnerische Verhältnisse (violett), bzw. windstille Verhältnisse ohne Niederschlag vorgeherrscht haben (grün). In ersterem Fall ist deutlich zu erkennen, dass die Radionuklide entweder rasch fortgetragen und mit der freien Troposphäre vermischt oder ausgewaschen werden. Letzteres sind Bedingungen, die meist zu höheren ^{214}Pb Aktivitätskonzentrationen führen, wenn auch nicht zwingend. Mitte April und Ende Mai/anfangs Juni sind die Aktivitätskonzentrationen trotz günstigen Verhältnissen nicht sehr hoch. Im Allgemeinen lässt der Trend aber eine inverse Beziehung zwischen Aktivitätskonzentrationen und Windgeschwindigkeit/Niederschlag vermuten.

Figur 5 zeigt die 12-Stunden-Mittelwerte der ^{214}Pb Aktivitätskonzentration als Funktion der ebenfalls über 12 Stunden gemittelten Windgeschwindigkeit für Göttingen und 8 weitere Messstationen im Jahr 2019. Auf den meisten Stationen zeigt bereits diese Darstellung ohne Berücksichtigung von weiteren meteorologischen Einflüssen wie Niederschlag, Temperaturvariationen oder Inversionsdauern deutlich, dass hohe Windgeschwindigkeiten keine hohen ^{214}Pb Aktivitätskonzentrationen zulassen und vice versa, d.h. hohe ^{214}Pb Aktivitätskonzentrationen können nur bei geringen Windgeschwindigkeiten gemessen werden. Bei wenigen Stationen wie Basel und Waltersholz ist die Beziehung etwas weniger stark ausgeprägt, was aber auch mit den lokalen Bedingungen der Messstation zusammenhängen kann.

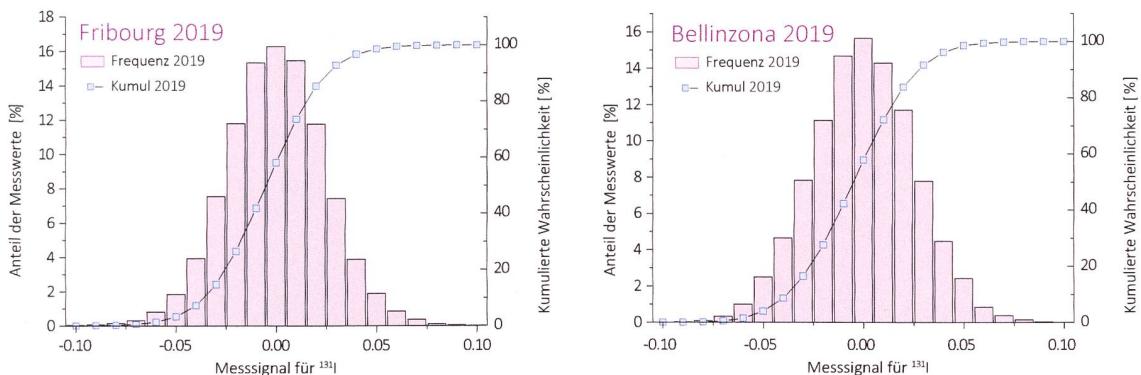


Figur 5:
12-Stunden Mittelwerte der Aktivitätskonzentration von ^{214}Pb als Funktion der 12-Stunden Mittelwerte der Windgeschwindigkeit für neun Messstationen.

Die Bodeneigenschaften beeinflussen vermutlich die Maximalwerte, die bei geringen Windgeschwindigkeiten erreicht werden können. In Waltersholz, Göttingen und Fribourg bleiben die ^{214}Pb Aktivitätskonzentration unter 20 Bq/m^3 während in Oensingen, Genf und Bülach über 25 Bq/m^3 und in Bellinzona über 35 Bq/m^3 gemessen werden können. Es gilt zu beachten, dass die Windgeschwindigkeiten jeweils von der nächstgelegenen Meteoschweiz-Messstation gemessen wurden, die sich in wenigen Fällen in unmittelbarer Umgebung befinden (Göttingen, PSI), aber vielfach mehrere Kilometer von der Radioaktivitätsmessstation entfernt sind.

Aus diesem Grund werden anfangs 2020 auf den Stationen in Waltersholz (siehe Figur 1), Kaisten, Neuenhof, Bellinzona, Bözberg eigene Meteostationen in Betrieb genommen. Zudem ist geplant, die Wettermessungen der ETH für die Station in Oensingen zu verwenden, die auf dem benachbarten Feld durchgeführt werden.

Auch bei den fünf ^{131}I Monitoren auf den Stationen in Bellinzona, Genf, Fribourg, Liebefeld und PSI wurde bei keiner Messung im Jahr 2019 die Nachweigrenze überschritten. Die Histogramme der durchschnittlichen ^{131}I Konzentration gemessen auf den Stationen in Bellinzona und Fribourg in Figur 6, zeigen eine Gausssche Glockenkurve mit einem Mittelwert von Null. Dies entspricht der erwarteten Verteilung für eine Situation mit ^{131}I Konzentrationen in der Luft unterhalb der Nachweigrenze



Figur 6:
Histogramm des Messsignal für ^{131}I auf den Stationen in Bellinzona und Fribourg im Jahr 2019.

Schlussfolgerung

Im zweiten offiziellen Betriebsjahr hat sich gezeigt, dass durch die automatischen Regulierungen, die für die sensible Technik der Gamma-Spektrometrie mit Germanium-Kristallen notwendig sind, auch unter anspruchsvollen Bedingungen zuverlässig hochwertige Gamma-Spektren erzeugt werden. In diesen Spektren wurde im Jahr 2019 sowohl von den Aerosolmonitoren wie auch von den ^{131}I Monitoren zwar kein künstliches Radionuklid gefunden, aber die Qualität der Peaks der natürlich vorkommenden Radontöchter bestätigen die Funktionstüchtigkeit der Messgeräte.

4.3

Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

M. Müller, S. Estier, G. Ferreri
Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, Bern

Zusammenfassung

Mittels zwei an Militärflugzeugen montierten Sammelgeräten werden in 8'000 bis 12'000 m Höhe Luftproben 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 1960er-Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die damalige KUER (Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) wurde bereits in den 1950er-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschlägen aufzubauen, um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können.

Bei überirdischen 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. In der Folge wurden in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen in den 1960er-Jahren Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert. Diese ermöglichen es, mittels Militärflugzeugen Aerosolpartikel in bis zu 12'000 m Höhe zu sammeln. Die Proben können anschliessend im Labor mittels Gamma-

Spektrometrie analysiert werden. Ebenfalls ab Mitte der 1960er-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

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



Figur 1 :
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger.

Sammlung der Proben

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

Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden. Beispielsweise ist die Probenahme in der Stratosphäre erforderlich, wenn bei einem Ereignis die radioaktive Wolke bis in diese Höhe aufsteigt. Im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen, 2018 waren es ausnahmsweise nur drei. Die Hin- und Rückflüge erfolgen abwechselnd über resp. unter der Tropopause. Die Höhe der Tropopause wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt.

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



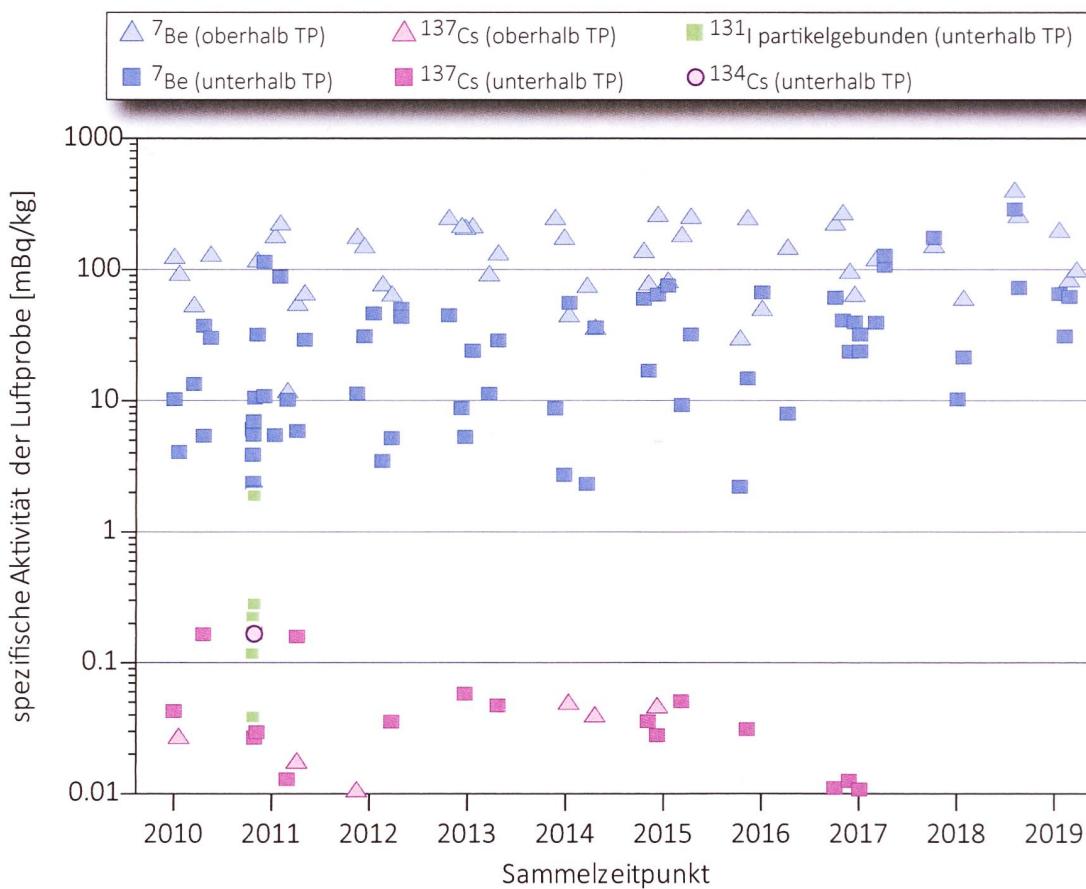
Figur 2:
Höhenluftfilter-Aggregate: Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.

Als Filtermaterial wird ein Zellulosefilter (KG Typ FFL 2689) von Freudenberg Filtration Technologies mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Der Filter wird mit einer hydraulischen Presse mit 25 Tonnen zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 24 mm Dicke gepresst.

Der Vorteil des Überwachungsverfahrens mit Flugzeugen ist der erhebliche Zeitgewinn im Falle eines Ereignisses mit freigesetzter Radioaktivität, da 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 Gammaspektrometrie, wobei nach 1-2 Tagen Messzeit für ^{137}Cs eine Nachweigrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg Luft erreicht wird. Anschliessend können an



Figur 3:
 ${}^7\text{Be}$ -, ${}^{134}\text{Cs}$ -, ${}^{137}\text{Cs}$ - und partikelgebundene ${}^{131}\text{I}$ - Messwerte in mBq/kg Luft in den Jahren 2010-2019.

den Filtern weitere Untersuchungen durchgeführt werden, z.B. mit radiochemischen oder massenspektrometrischen Verfahren.

Über die letzten acht Jahre liegt die durchschnittliche Konzentration des kosmogenen Radionuklids ${}^7\text{Be}$ oberhalb der Tropopause bei 126 mBq/kg. Bei den Messungen 1 km unterhalb der Tropopause liegt der Durchschnittswert bei 24 mBq/kg. Als Vergleich seien hier die Werte von P. Winiger [1] bis [4] erwähnt, die für ${}^7\text{Be}$ typischerweise bei 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg liegen, jeweils 1'000 m über bzw. unter der Tropopause ermittelt.

Die ${}^{137}\text{Cs}$ -Werte lagen im Jahr 2019 alle unter der Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg. In Figur 3 deutlich sichtbar sind die nach dem Reaktorunfall Fukushima (Japan) 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 in den Jahren nach 2011 nicht mehr nachgewiesen werden.

Quellen:

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

4.4

Radioaktivität in aquatischen Systemen

M.S. Brennwald

Eawag, Gruppe Umweltisotope, Abteilung W+T, Dübendorf

P. Rünzi

Eawag, Gruppe Sedimentologie, Abteilung SURF, Dübendorf

M. Zehringer, A. Pregler

Kantonales Labor Basel-Stadt, Basel

Zusammenfassung

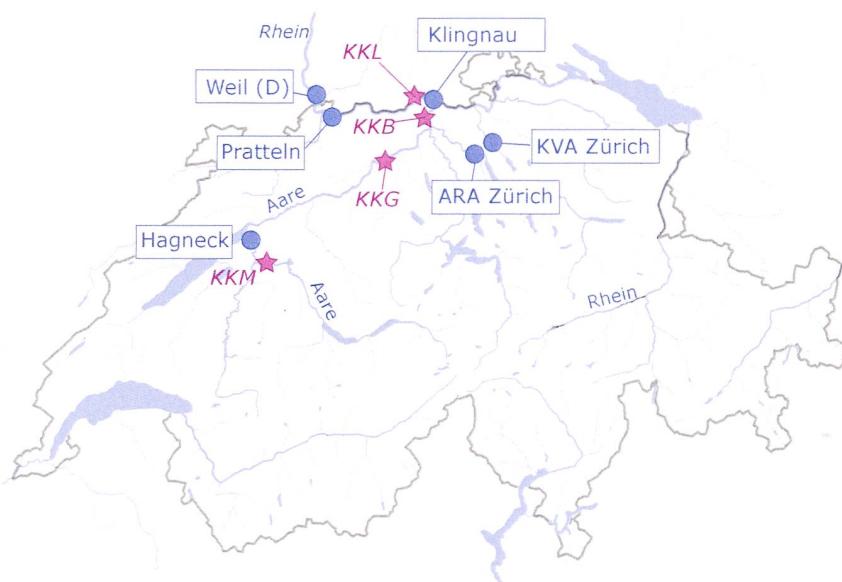
In den Wasserproben von Aare und Rhein wurden 2019 weder ^{54}Mn , ^{58}Co oder ^{60}Co aus Abgaben der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau oder Leibstadt nachgewiesen; diese Radionuklide wurden nur in den Schwebestoffproben von Aare und Rhein gefunden. Vereinzelt wurde ^{137}Cs beobachtet, welches zum grössten Teil vom Unfall im KKW Tschernobyl stammt. In Stichproben von Schwebestoffen im Rhein bei Weil (D) wurden im Weiteren die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I , ^{177}Lu und ^{223}Ra gefunden, welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. In einer Fischprobe vom Rhein bei Augst wurde ^{137}Cs in einer geringen Konzentration gefunden, ansonsten waren keine künstlichen Radionuklide in Fischen oder Wasserpflanzen nachweisbar. Auch in Grundwasserproben wurden keine künstlichen Radionuklide gefunden.

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. Eine quantitative Bilanzierung der Frachten ist aufgrund der Radionuklidkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenzen praktisch nicht mehr möglich.

Methoden

Die kumulierten Radionuklidabgaben der Kernkraftwerke werden mittels Wasserproben an verschiedenen Standorten entlang von Aare und Rhein monatlich überwacht (Figur 1). Die Station Hagney 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 überwacht. Komplementär zu den Wasserproben aus Rhein und Aare werden bei Hagney, Klingnau und Pratteln auch



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.

sich aus dem Produkt der gemessenen Aktivität und der abgeflossenen Wassermenge (Bemerkung: für den monatlichen Abfluss bei Hagneck wurden die Monatsmittelwerte der Jahre 2016 - 2018 eingesetzt, weil das Bundesamt für Umwelt keine Messdaten für 2019 zur Verfügung stellen konnte).

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

Bei der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (D) werden durch das Amt für Umweltschutz und Energie Basel Stadt (AUE BS) täglich Wasserproben gesammelt. Das kantonale Labor Basel-Stadt (KLBS) mischt die Tagesproben zu Wochenmischproben und bestimmt deren ${}^3\text{H}$ -Aktivität (Bestimmungsgrenze 2 Bq/L). Zudem sammelt das AUE BS bei Weil monatlich Schwebestoff-Stichproben. Dabei wird über Zeiträume von einigen Tagen Rheinwasser aus der Querprofilmischung entnommen und davon die Schwebestoffe abzentrifugiert. Die Schwebestoffe werden gefriergetrocknet, gemahlen und danach vom KLBS gammaskopmetrisch 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 1 - 4 Tage gesammelten Stichproben repräsentativ für den ganzen Monat sind, was aufgrund der diskontinuierlichen Abgaben der Kernkraftwerke nicht immer zutrifft.

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

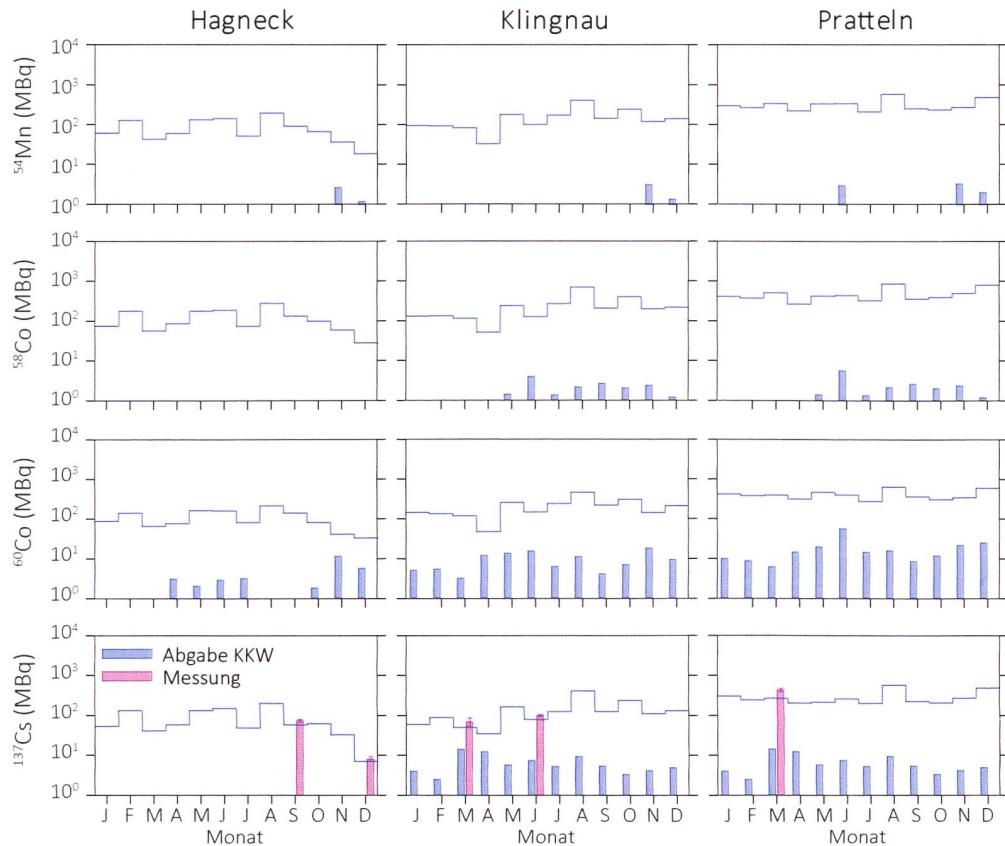
regelmässig Schwebestoffproben gesammelt. Zusätzlich werden einmal jährlich auch Grundwasser-, Fisch- und Wasserpflanzenproben untersucht. Die Aktivitäten der Radionuklide in allen Proben werden an der Eawag mittels Gammaskopmetrie bestimmt.

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 aus den Sammelproben durch eine Eisenhydroxidfällung extrahiert. Danach wird das Fällungsprodukt getrocknet und darin die Aktivitäten der betreffenden Radionuklide bestimmt. Die Radionuklid-Fracht ergibt

Ergebnisse

Wasserproben

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

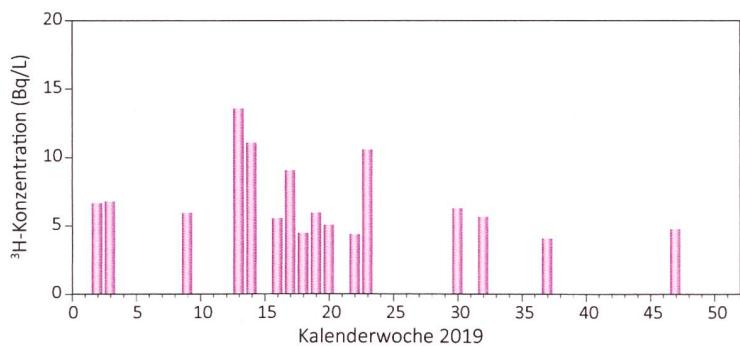


Figur 2:

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

Die Summe der Radionuklid-Abgaben aus den Kernkraftwerken in die Aare bzw. in den Rhein waren für ^{54}Mn und ^{58}Co bis 2018 vorwiegend durch das Kernkraftwerk Mühleberg dominiert. Im Jahr 2019 beschränkten sich dessen Abgaben aber auf auf verhältnismässig geringe Mengen ^{54}Mn im November und Dezember sowie ^{60}Co (April- Juli, Oktober- Dezember). Die Aktivität von ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs in der Aare ist vorwiegend durch die Abgaben aus den Kernkraftwerken Beznau und Leibstadt bestimmt.

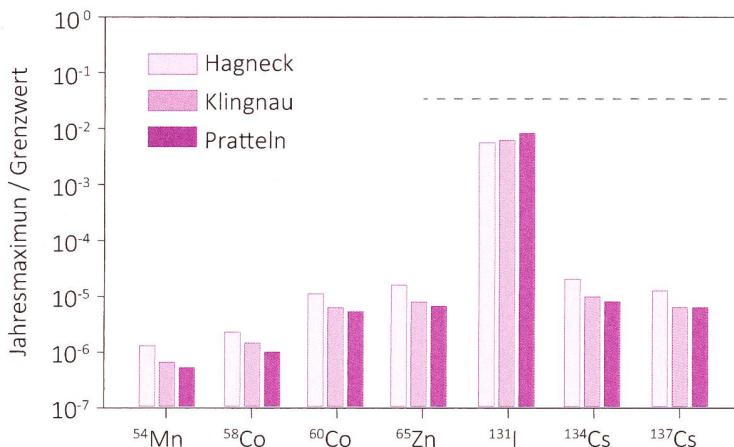
Bei allen drei Stationen (Hagneck, Klingnau und Pratteln) wurde in den Wasserproben aus der Aare und dem Rhein über das ganze Jahr kein ^{54}Mn , ^{58}Co oder ^{60}Co nachgewiesen. In früheren Jahren wurden vereinzelt Spuren dieser Nuklide nahe der Nachweisgrenze gefunden, als die Abgaben aus den KKW noch systematisch höher waren. In den letzten Jahren sind die Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co oder ^{60}Co aus den KKW jedoch um mehrere Grössenordnungen zurückgegangen (Fig. 4).



Figur 3:

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

Bei allen drei Stationen Hagneck, Klingnau und Pratteln wurde sporadisch ^{137}Cs in Konzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze gefunden. Diese ^{137}Cs -Nachweise sind in der Regel grösser als die Abgaben der Betriebe, was wie in bisherigen Jahren auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Unfall im KKW Tschernobyl zurückgeführt wird.



Figur 4:

Maxima der Konzentrationen von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{131}I , ^{134}Cs und ^{137}Cs im Wasser bei Hagneck, Klingnau und Pratteln (Jahresmaximum der Messwerte bzw. Nachweisgrenzen), normiert auf die Immissionsgrenzwerte für Gewässer gemäss StSV. Die gestrichelte Linie markiert die Untersuchungsschwelle (1/30 der Immissionsgrenzwerte).

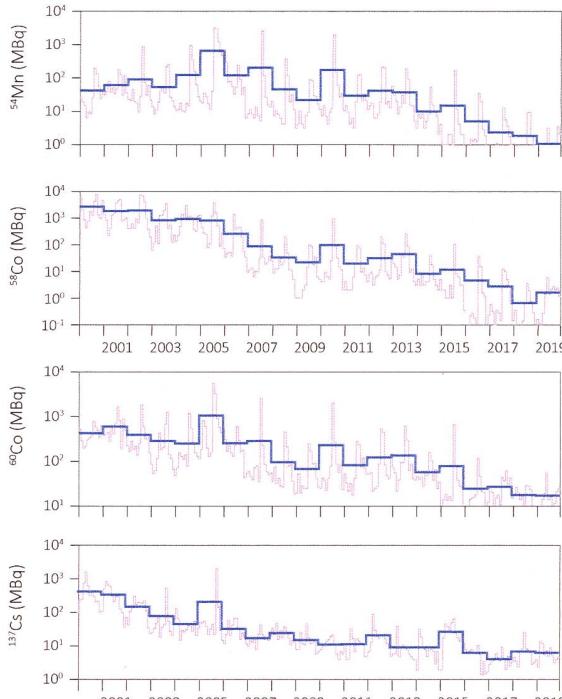
Die ^3H -Aktivität der wöchentlichen Rheinwasserproben von Weil am Rhein (D) ist in Figur 3 dargestellt. Die ^3H -Konzentrationen betragen über das ganze Jahr $< 14 \text{ Bq/L}$. Bei 70% aller Proben liegen die ^3H -Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze von 2 Bq/L .

Figur 4 zeigt die jährlichen Maxima bzw. die Nachweisgrenzen der Konzentrationen von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{131}I , ^{134}Cs und ^{137}Cs im Wasser. Die Konzentrationen wurden normiert auf die Immissionsgrenzwerte für Gewässer (StSV). Die Konzentrationen liegen in allen Fällen um mindestens zwei Grössenordnungen unterhalb der Immissionsgrenzwerte.

Ausser ^{137}Cs wurden keine weiteren künstlichen Radionuklide nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ^7Be , ^{40}K und ^{210}Pb .

Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein

Figur 5 zeigt den zeitlichen Verlauf der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aller Kernkraftwerke während den Jahren 2000 - 2019. Als Folge der Revisionen der Kernkraftwerke sind die Abgaben in der Regel im Sommer/Herbst am grösssten. Über die Jahre betrachtet haben die Abgaben von ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bis ca. 2008 tendenziell abgenommen. Danach ist bis 2014 keiner systematische Veränderung erkennbar; danach zeigt sich nochmals ein Trend zu tieferen Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co .



Figur 5:

Monatliche Abgaben (inkl. Jahresmittelwert) von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aus den Kernkraftwerken während 2000 - 2019 (Summe der Abgaben aller Kernkraftwerke).

Im Einklang mit den generell geringeren Abgaben während der letzten Jahre lagen die Messwerte der im Wasser gelösten Radionuklide mit sporadischen Ausnahmen bei ^{137}Cs unterhalb der spezifischen Bestimmungsgrenzen. Deshalb ist wie bereits in den Vorjahren eine Quantifizierung der Jahresgesamtfracht anhand der monatlich überwachten Radionuklidfrachten nicht sinnvoll möglich.

Partikelproben

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

Die spezifischen ^{137}Cs -Aktivitäten der Partikelproben liegen bei allen drei Stationen bei maximal 10 Bq/kg , und zeigen keine generelle Korrelation mit den Abgaben aus den Kernkraftwerken (Fig. 6). Die ^{137}Cs -Nachweise werden wie auch bei den Wasserproben auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Unfall im KKW Tschernobyl zurückgeführt. Sporadisch wurde ^{54}Mn (bei Hagneck und Klingnau) gefunden. ^{58}Co , ^{60}Co und ^{65}Zn wurden nicht nachgewiesen.

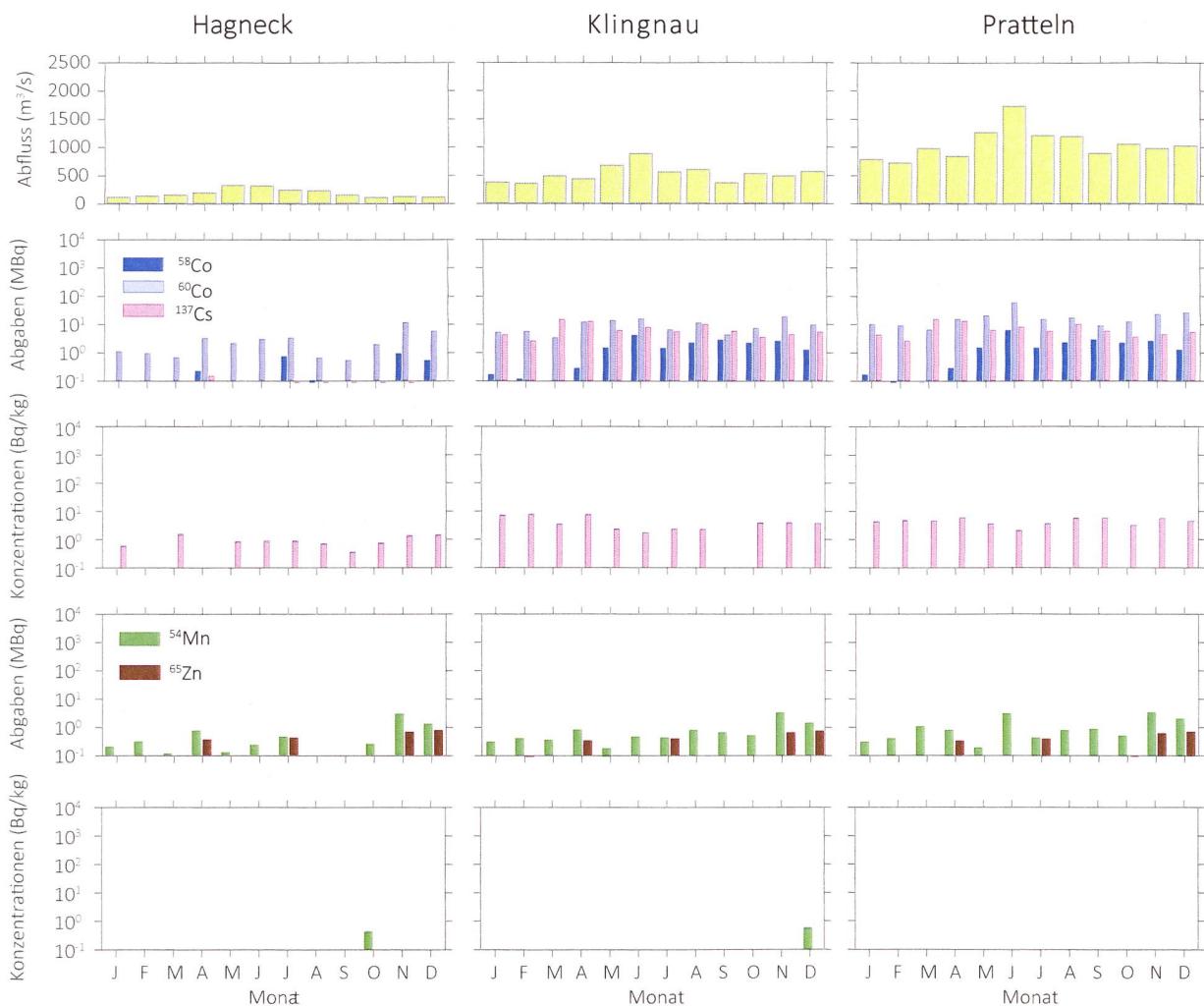
Figur 7 zeigt die aus den Stichproben bei Weil am Rhein (D) abgeschätzten Frachten von ^{54}Mn und ^{137}Cs auf Schwebestoffen. ^{54}Mn wurde sporadisch nachgewiesen. In allen Stichproben wurde ^{137}Cs gefunden, was wiederum primär auf die Remobilisierung von ^{137}Cs aus dem Unfall im KKW Tschernobyl zurückgeführt wird. ^{58}Co und ^{60}Co wurden nicht nachgewiesen (in Figur 6 nicht gezeigt). Zusätzlich zu den relativ langlebigen Radionukliden konnten in den Stichproben von Weil am Rhein (D) auch die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I (Halbwertszeit: 8 Tage), ^{177}Lu (Halbwertszeit: 6.7 Tage) und ^{223}Ra (Halbwertszeit: 11.4 Tage) nachgewiesen werden (ebenfalls Figur 7), welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden.

Fische

Im Jahr 2019 wurden Fische aus der Aare bei Aarberg (gefangen am 19.5.2019), bei Wöschnau (14.8.2019), dem Klingnauer Stausee (5.8.2019) und dem Rhein bei Augst (28.4.2019) analysiert. Bei allen Fischproben wurde natürliches ^{40}K gefunden (641 - 899 Bq/kg). In der Probe von Augst (28.4.2019) wurde eine geringe Konzentration ^{137}Cs gefunden (1 Bq/kg), was auf die Aufnahme von ^{137}Cs aus dem Unfall im KKW Tschernobyl zurückgeführt wird. Ansonsten wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen.

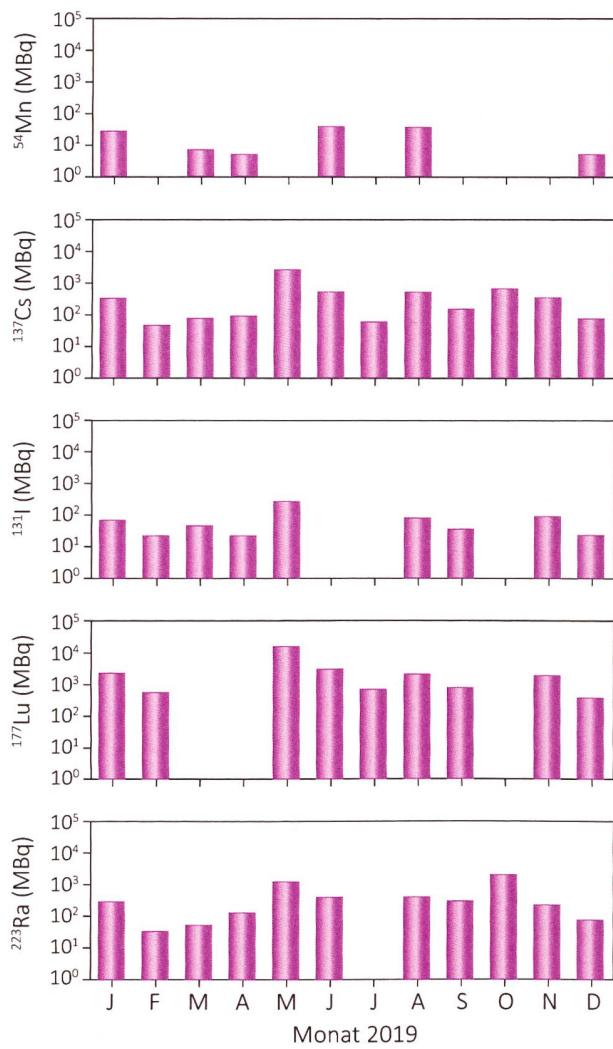
Wasserplanzen

Am 6.11.2019 wurden Wasserplanzen oberhalb der Station in Hagneck, im Klingnauer Stausee, und im Rhein bei Schweizerhalle entnommen. In allen Proben wurde natürliches ^{40}K beobachtet (134 - 1'005 Bq/kg), aber keine künstlichen Radionuklide gefunden.



Figur 6:

Spezifische Aktivitäten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs in den monatlichen Partikelproben aus den Sedimentfallen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln im Vergleich mit dem Abfluss und den kumulierten Abgaben der stromaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte wurden nur dann eingezeichnet, wenn die Nachweisgrenze der jeweiligen Messung erreicht wurde (typische Nachweisgrenze für alle Nuklide in der Figur: 0.4 - 1.4 Bq/kg). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der spezifischen Aktivitäten.



Figur 7:

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

Grundwasser

In den Grundwasserproben von Aarberg, Döttingen und Pratteln (6.11.2019) wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen (Bestimmungsgrenzen 0.1 - 4 mBq/L).

4.5

URAnet aqua: Automatisches Messnetz Flusswassers

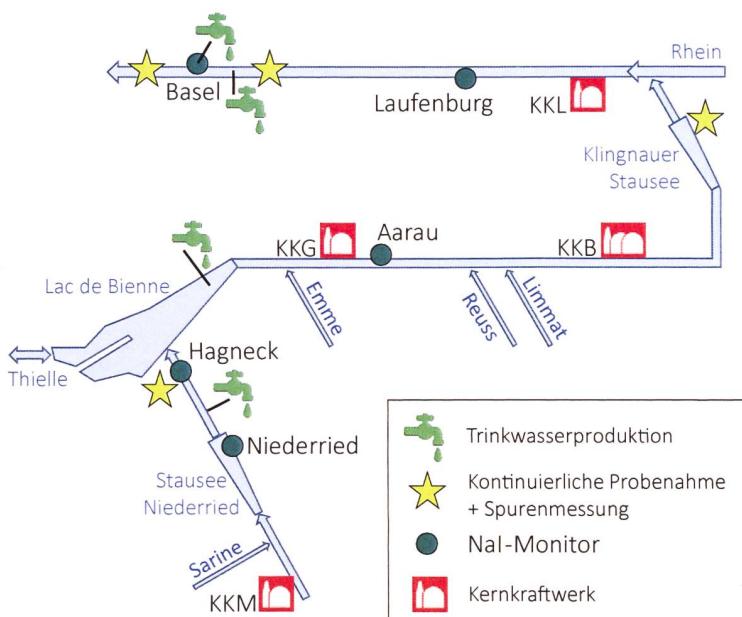
P. Steinmann, M. Müller, S. Estier
Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, Bern

Zusammenfassung

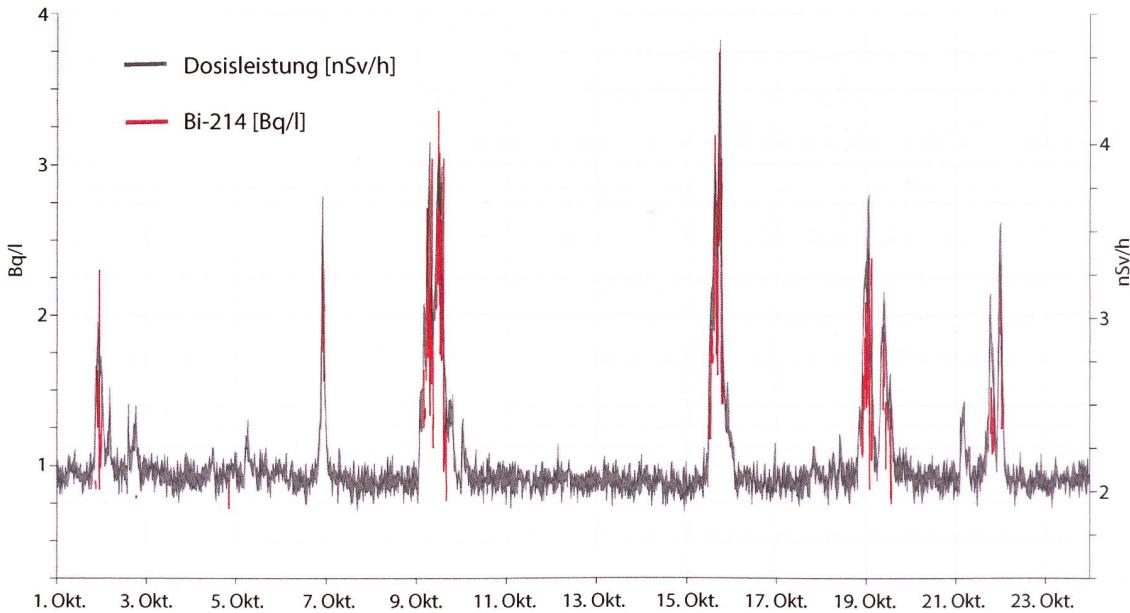
Die fünf automatischen Natrium-Iodid-Sonden des Messnetzes URAnet aqua messen fortlaufend die Konzentration von Gammastrahlern in Aare und Rhein und übermitteln alle 10 Minuten einen Messwert. Künstliche Radionuklide konnten im Berichtsjahr im Flusswasser nicht nachgewiesen werden. Die Verfügbarkeit der Messsonden war mit praktisch 100% bei allen Sonden sehr hoch.

Das Messnetz und seine Aufgaben

Das Messnetz URAnet aqua überwacht kontinuierlich und automatisch das Flusswassers von Aare und Rhein stromabwärts der Kernkraftwerke (Figur 1). Die beiden Sonden bei Niederried und Hagneck messen zwischen dem KKW Mühleberg und dem Bielersee, welcher ein wichtiges Trinkwasserreservoir für die Stadt Biel ist. Um eine möglichst lückenlose Messung zu gewährleisten bestehen in diesem Abschnitt zwei Messstandorte. Flussabwärts des Kernkraftwerks Gösgen sowie der beiden relativ nahe beieinander liegenden Standorte Beznau und Leibstadt sind zwei weitere Sonden installiert (Aarau und Laufenburg). Eine fünfte Sonde überwacht das von IWB Basel für die Trinkwasseraufbereitung aus dem Rhein entnommene Wasser. Auch hier befinden sich also zwei Messsonden zwischen dem letzten Kernkraftwerk und der Entnahme von Wasser. Die Aufgabe der neuen automatischen Messsonden ist es starke Erhöhungen von Radioaktivität im Flusswasser rasch zu erkennen. Die tiefe Nachweisgrenze erlaubt es eine untere Meldeschwelle in Größenordnung der Immissionsgrenzwerte für Gewässer aus der revidierten Strahlenschutzverordnung zu setzen.



Figur 1:
Standorte der Nal-Monitore, EAWAG-Stationen für Spurenmessungen (Hagneck, Klingnau und Pratteln), Rheinüberwachungsstation RÜS Weil a.Rh., Entnahmestellen für die Trinkwasserproduktion aus Bielersee und Rhein (Pratteln und Basel) sowie aus Uferfiltrat (Aare vor Bielersee).



Figur 2:

Zeitverlauf der Dosisleistung (DL) und der ^{214}Bi Aktivität der Sonde bei Niederried, 1.-23. Oktober 2019. Erhöhungen der DL sind jeweils durch Eintrag von Radonfolgeprodukten verursacht (hier dargestellt: ^{214}Bi).

Für ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{131}I ist die untere Meldeschwelle auf 10 Bq/l gesetzt. Eine zweite Schwelle mit Alarmauslösung liegt für ^{137}Cs und ^{60}Co bei 500 Bq/l; für ^{131}I etwas tiefer bei 250 Bq/l. Bei Überschreitung der unteren Meldeschwelle wird die zuständige Stelle am BAG sowie die NAZ benachrichtigt. Das BAG verifiziert die Messwerte, eruiert die Ursache einer allfälligen Kontamination. Die Nationale Alarmzentrale (NAZ) informiert die betroffenen Kantone. Bei Überschreitung der zweiten Schwelle ordnet die NAZ nach Rücksprache mit dem BAG die nötigen Massnahmen an, damit der Dosisgrenzwert für Personen aus der Bevölkerung von 1 mSv/Jahr bei der Nutzung des Flusswassers als Trinkwasser eingehalten wird. Die automatischen Messsonden sind komplementär zu den monatlichen Messungen der EAWAG (siehe Figur 1), welche mit einer mehr als tausendmal tieferen Nachweisgrenze auch geringste Abgaben der Kernkraftwerke erfassen können.

Messtechnik

Die eingesetzten Sonden enthalten 3" NaI-Detektoren, welche im Wasser eine «Sichtweite» von rund einem Meter haben. Die NaI-Kristalle registrieren die Gammastrahlung und die Sonde zeichnet ein Energiespektrum auf. Alle 10 Minuten werden die Messwerte an die Messzentrale weitergeleitet. Am Ende einer vollen Stunde werden die sechs 10-Minuten-Spektren addiert und neu ausgewertet, was eine tiefere Nachweisgrenze ermöglicht (1Bq/l für ^{137}Cs). Siehe auch Lit. [1]. Beim Nachweis von tiefen Konzentrationen von ^{131}I (< 10 Bq/l) ist eine genauere Analyse nötig, da die stärkste Gammalinie von ^{131}I (Energie 364 keV) nahe bei der stärksten Linie des natürlichen ^{214}Pb (352 keV) liegt. Im Spektrum überlagern sich die beiden Linien, da die Auflösung von NaI-Detektoren deutlich schlechter ist als jene der im Labor verwendeten Ge-Kristalle. Zudem ist die Energiekalibrierung bei NaI Kristallen (abhängig von der Temperatur) weniger stabil, so dass die Radon-tochter ^{214}Pb bisweilen als künstliches ^{131}I identifiziert wird. Während im Flusswasser ausser Radon-Folgeprodukte keine Radionuklide beobachtet wurden, können im Zustrom von Kläranlagen die in der Medizin eingesetzten Radionuklide gut nachgewiesen werden. Beispiele dazu sind in Kapitel 9.5 zu finden.

Verfügbarkeit der Messsonden und Messergebnisse 2019

Die Verfügbarkeit der Sonden, d.h. das Vorhandensein von 10-Minuten-Spektren, ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Generell sind diese Werte sehr hoch. Die «Uptime» entspricht der Zeit, in der die Alarmfunktion des Messnetzes gewährleistet war. Werte in Tabelle 1 bedeuten, dass die Sonden nur wenige Stunden im Jahr nicht einsatzbereit waren und zwar während den jährlichen Messungen zur Konstanzerprüfung oder bei der Reinigung. Etwas höher ist der Anteil fehlender Werte bei den auf radenviro.ch publizierten Tagesmittelwerten. Der Grund dafür ist, dass beim Fehlen eines einzigen 10-Minuten Wertes kein Tagesmittelwert gerechnet wird. Die Nal-Detektoren des URAnet aqua Messnetzes konnten 2019 keine künstlichen Radioisotope im Flusswasser nachweisen. Bei den Messwerten fallen vor allem Spitzen in der Dosisleistung auf, wenn nach starken Niederschlägen viele Radonfolgeprodukte ins Flusswasser gelangen (siehe Figur 2).

Tabelle 1:
Verfügbarkeit (Uptime) der
Nal-Wassersonden im Jahr 2019

Station	Uptime	Inbetriebnahme
Niederried	99.9 %	Juni 2014
Hagneck	99.9 %	Juni 2015
Aarau	99.0 %	Juni 2014
Laufenburg	99.9 %	Januar 2015
Basel	99.9 %	Juli 2013

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.

4.6

Tritium-Monitoring in der Aare

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

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

Zusammenfassung

Im Jahr 2019 setzte die Abteilung für Klima- und Umweltphysik (KUP) der Universität Bern das Monitoring von Tritium (${}^3\text{H}$) in Fliessgewässern des Kantons Bern fort, welches im Januar 2017 im Auftrag der BKW Energie AG (BKW) und des Kantons Bern sowie mit Unterstützung des Bundesamtes für Gesundheit (BAG) begonnen wurde. Es kamen wieder dieselben Probenahmestationen wie im Vorjahr zum Einsatz. Im Jahr 2019 wurden die höchsten Tritiumwerte im Niederschlag aus dem Raum Niederwangen gemessen.

Hintergrund

Tritium ist eines der Radionuklide, die in der Schweiz durch das BAG überwacht werden. Im Hinblick auf die am 20.12.2019 erfolgte Stilllegung des Kernkraftwerks Mühleberg (KKM) bestand u. a. aufgrund der Richtlinien des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorats (ENSI) zur Stilllegung von Kernanlagen (ENSI, 2014, Art. 4.5 und 5.4.4) der Bedarf, Tritium im Wasser der Aare in hoher zeitlicher Auflösung zu messen. Um den Normalzustand vor der Stilllegung des KKM bezüglich Tritium in den Fliessgewässern zu charakterisieren, führte die KUP seit Anfang 2017 Tritiummessungen durch, die eine Detektion von allfälligen späteren Veränderungen ermöglichen. Tritium wurde dabei jährlich in mehr als 900 Wasserproben gemessen.

Probenahmen

Im Jahr 2019 wurde im Rahmen dieses Monitorings Aarewasser an drei Standorten entnommen:

- Aare flussaufwärts vom KKM (Standort Eymatt am Wohlensee, oberhalb Einmündung Gäbelbach)
- Aare flussabwärts vom KKM (Standort Mühleberg-Rewag)
- Aare Wynau (kurz vor dem endgültigen Verlassen der Aare des Kantons Bern)

Tritium wurde auch anhand von Einzelproben im Wasser von drei Referenzstandorten gemessen:

- Aare am Altenbergsteg Bern (monatliche Einzelproben)
- Emme an der Heimiswilbrücke Burgdorf (monatliche Einzelproben)
- Aare Thun (Wochenmischproben bis Mai 2019)

Darüber hinaus wurde auch der Niederschlag, der auf dem Dach des Physikalischen Instituts der Universität Bern gesammelt wurde, in Form von Monatsproben untersucht.

Da sich in Niederwangen, ca. 10 km südwestlich des KKM, mit der Firma MB Microtec einer der grössten Tritiumemittenten der Schweiz befindet, wurden auch im Jahr 2019 Tritium-Messungen im dortigen Niederschlag sowie im Wasser des Stadtbachs in Niederwangen und des Gäbelbachs durchgeführt.

Tabelle 1 enthält Einzelheiten zu den Messungen, die 2019 durchgeführt wurden.

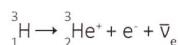
Die täglichen Probenahmen aus der Aare an den Standorten Eymatt und Mühleberg erfolgten mit Hilfe von automatischen Probenehmern vom Typ ISCO 6712, welche in Abständen von je 30 Minuten einige Milliliter Flusswasser in Probeflaschen abfüllen, sodass jede Probeflasche eine Mischprobe eines 24-Stunden-Intervalls enthielt.

Der Standort Thun wurde von August 2018 bis Mai 2019 beprobt, um den Tritiumeintrag der Aare im Oberstrombereich des Grossraums Bern zu bestimmen. So konnte eine Baseline noch vor einer allfälligen Erhöhung des Tritiumgehalts der Aare, die möglicherweise im Grossraum Bern durch das KKM und/oder MB Microtec verursacht wird, etabliert werden. Es wurden Wochenmischproben gemessen, die sich aus jeweils 28 Einzelproben zusammensetzten (4 Proben pro Tag x 7 Tage).

Im Raum Niederwangen wurden wöchentliche Stichproben aus dem Stadtbach entnommen. Der Gäbelbach wurde kurz seiner Einmündung in den Wohlensee in der Nähe des Wohnquartiers Eymatt ebenfalls wöchentlich beprobt. Darüberhinaus wurde auch der Niederschlag in Niederwangen mithilfe eines dort installierten Regensammlers erfasst. Die Intervalle zwischen den Niederschlagsmessungen variierten je nach Niederschlagsmenge. Durchschnittlich hatte sich alle zwei Wochen genügend Niederschlag für eine Messung angesammelt.

Nachweis und Messung des Tritiumgehalts

Der Tritiumgehalt der Wasserproben wurde indirekt über den radioaktiven Zerfall des in den Proben enthaltenen Tritiums bestimmt. Tritiumkerne sind instabil und zerfallen mit einer Halbwertszeit von $4'500 \pm 8$ Tagen (12.32 Jahren) unter Emission eines Elektrons und eines Antineutrinos in das Heliumisotop ^3He (Beta-Minus-Zerfall):



Zum Nachweis und zur Ladungsmessung der in den Wasserproben emittierten Elektronen kam wie in den Vorjahren ein Liquid-Szintillationsmesser vom Typ Aloka LSC-LBIII zum Einsatz, welches im Tieflabor des Physikalischen Instituts der Universität Bern installiert ist. Die Nachweigrenze liegt bei 4 Tritium Units (TU, entsprechend 0.47 Bq/L), womit auch die natürliche Hintergrundaktivität von ^3H im Niederschlag bestimmt werden kann.

Messergebnisse Januar bis Dezember 2019

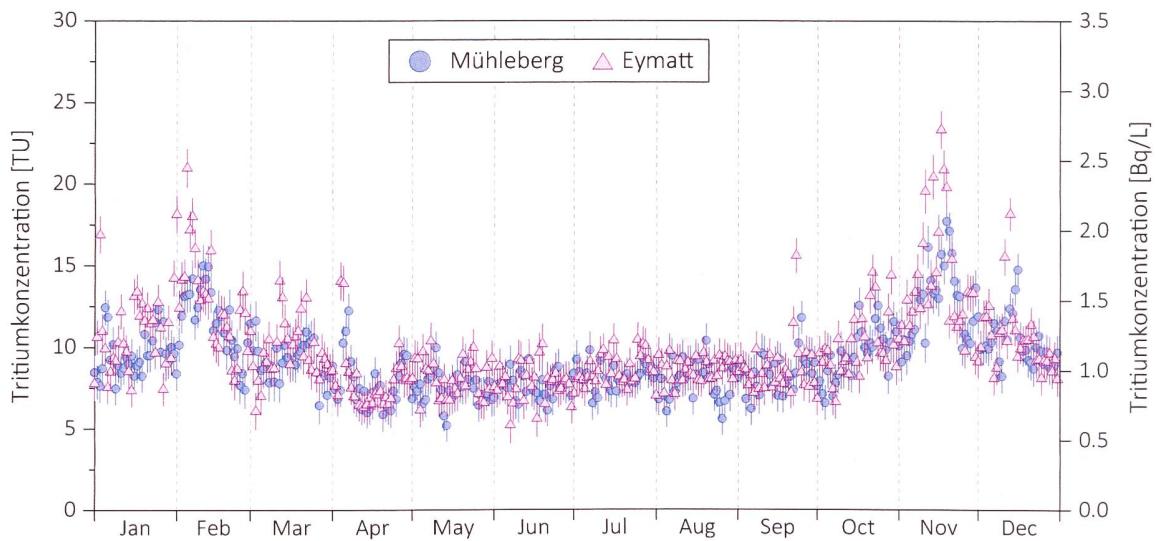
Standorte Eymatt und Mühleberg (Aare)

Die Tritiummesswerte von Wasser der Standorte Eymatt und Mühleberg bewegten sich relativ stabil in einem Band zwischen 5 und 15 TU (entsprechend rund 0.5 - 2 Bq/L). Nur gelegentlich wurden höhere Werte bis maximal 23 TU gemessen, die in der Regel mit einer eher geringen Schüttung der Aare korrelierten. In den Wintermonaten am Anfang und Ende des Jahres sind erhöhte Werte und auch eine grössere Variabilität festzustellen. Die Höchstwerte traten in der Regel zuerst am Standort Eymatt und einige Tage später mit geringer Verdünnung am Standort Mühleberg auf, da das grosse Wasservolumen des dazwischen liegenden Wohlensees als Puffer wirkt.

Tabelle 1:

Tritium-Messungen Januar bis Dezember 2019 nach Art oder Entnahmestandort der Probe

Art oder Entnahmestandort der Probe	Anzahl
Aare Eymatt	365
Aare Mühleberg Rewag	365
Aare Wynau	52
Aare Thun	21
Referenzstation Aare Kornhausbrücke	12
Referenzstation Emme Heimiswilbrücke	12
Niederschlag Physikalisches Institut	12
Niederschlag Niederwangen	33
Stadtbach Niederwangen	52
Gäbelbach Eymattstrasse	52
Standards/Nulleffekt/Vergleichsmessungen	58
Total: 1'034	



Figur 1:
Tritium-Messwerte Eymatt und Mühleberg (2019).

Standorte Kornhausbrücke (Aare Bern) und Heimiswilbrücke (Emme Burgdorf)

An diesen beiden Standorten (Figur 2) wurden keine signifikant erhöhten Messwerte festgestellt. Die Werte lagen vor allem am Standort Heimiswilbrücke relativ stabil in einem Band zwischen 6.5 und 9.5 TU. Am Standort Kornhausbrücke war eine etwas grössere Variabilität mit Werten zwischen 5.6 und 9.9 TU zu beobachten.

Standort Wynau (Aare)

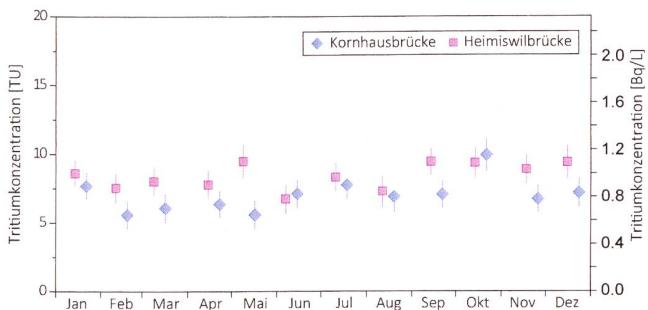
Auch in Wynau (Figur 3) wurden keine erhöhten Werte festgestellt.

Standort Thun (Aare)

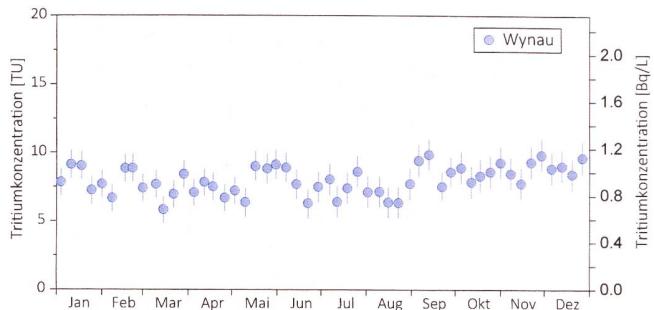
Der Standort Thun (Figur 4) diente von August 2018 bis Mai 2019 als Referenzstation vor einem allfälligen Tritiumeintrag im Raum Bern. Nachdem etabliert werden konnte, dass die Werte generell ca. 1-2 TU tiefer als an den Standorten Eymatt und Mühleberg lagen, wurden die Messungen im Mai 2019 eingestellt.

Standort Physikalisches Institut, Stadt Bern (Regenwasser)

Die Tritiumkonzentration im Niederschlag im Raum Bern ist generell höher als in der Aare und auch höher als in Niederschlägen anderenorts in der Schweiz. Das liegt an lokalen gasförmigen Emissionen. Die im Jahr 2019 gemessenen Proben liegen im Bereich 30 - 110 TU (Figur 5).



Figur 2:
Tritium-Messwerte an den Standorten Kornhausbrücke und Heimiswilbrücke (monatliche Einzelproben - 2019).



Figur 3:
Tritium-Messwerte am Standort Wynau (wöchentliche Einzelproben - 2019).

Standorte Niederwangen (Stadtbach, Gäbelbach, Niederschlag)

Im Raum Niederwangen wurden im Jahr 2019 zusätzlich zu den vom BAG durchgeführten Tritiummessungen (s. Kapitel 9.3) je 52 Messungen im Wasser des Stadtbachs (Schweizer Koordinaten 595'312, 197'140) und des Gäbelbachs durchgeführt (Figur 6). Der höchste Messwert beim Wasser des Stadtbachs lag bei ca. 220 TU, wobei im Sommerhalbjahr deutlich niedrigere Werte als im Winterhalbjahr zu beobachten sind. Das Wasser des Gäbelbachs wies relativ stabile Werte im Bereich zwischen 21 und 31 TU auf.

Darüber hinaus wurden insgesamt 33 Messungen am lokalen Niederschlag in Niederwangen (Schweizer Koordinaten 595'049, 196'717) durchgeführt (Figur 7). Der Höchstwert von annähernd 2'000 TU trat Mitte September auf.

Standort Leibstadt

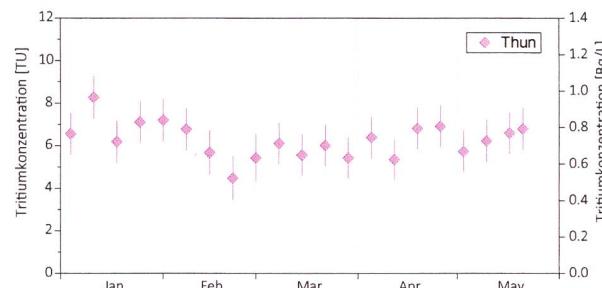
Im Mai/Juni 2019 wurde stromabwärts vom Kernkraftwerk Leibstadt (KKL) vorübergehend ein automatischer Probenehmer installiert, um den Tritiumgehalt des Rheins vor, während und nach dem Revisionsstillstand zu ermitteln, welcher für den Zeitraum 03. Juni 2019 bis 03. Juli 2019 terminiert war. Es wurden Tagesproben mit einem Sampling-Intervall von je 60 Minuten entnommen.

Kurz nach Revisionsbeginn zeichnete sich ein deutlicher Anstieg von ca. 10 TU auf annähernd 100 TU ab. Nach ca. drei Wochen hatte sich der Tritiumgehalt wieder bei Werten nahe dem Anfangswert stabilisiert (Figur 8).

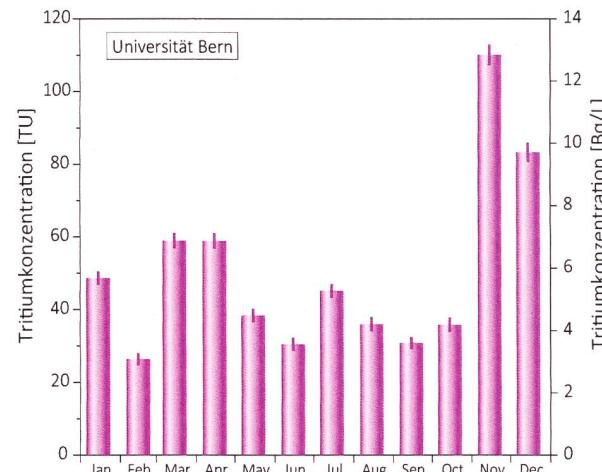
Zusammenfassung der bisherigen Aarewassermessungen

Die seit Messbeginn (1. Januar 2017) gemessenen Tritiumwerte der beiden Aarewasserstationen Eymatt und Mühleberg sind in Figur 9 und 10 dargestellt. In allen drei Jahren konnten Perioden mit um ca. einen Faktor drei erhöhter Aktivität beobachtet werden, die synchron bei beiden Stationen auftraten und auch vergleichbare Amplituden aufwiesen. Die von August 2018 bis Mai 2019 in Thun durchgeführten Messungen weisen darauf hin, dass die Quelle dieser Aktivitätsspitzen im Raum Bern liegen muss. Eine eingehendere Analyse zeigt, dass die Tritiumwerte stark mit der Aareschüttung korrelieren. Die höchsten Tritiumwerte treten bei tiefem Aareaabfluss auf (Figur 10). Da dieser bei Frostperioden besonders tief ist, treten die Aktivitätsspitzen gehäuft in der kalten Jahreszeit auf. Eine Korrelationsanalyse ergibt, dass ein Teil der Variation auf einen diffusen, zeitlich konstanten Tritiumeintrag, etwa über das Grundwasser, von 1 TBq/Jahr zurückzuführen ist.

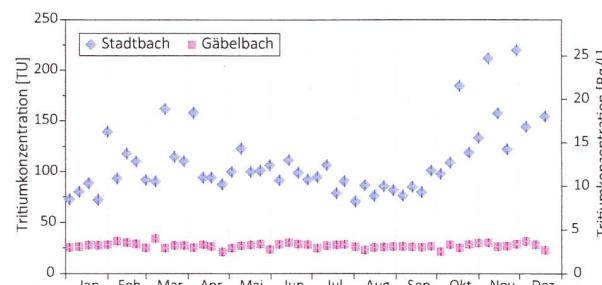
Figur 9 zeigt die bisherigen hochauflösenden Messungen an den Standorten Eymatt und Mühleberg seit Messbeginn Anfang Januar 2017.



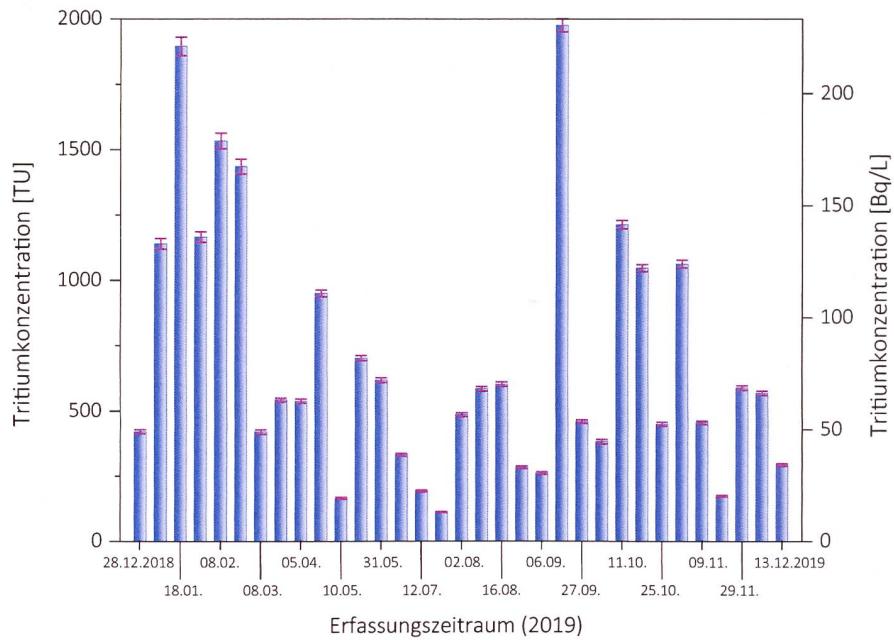
Figur 4:
Tritium-Messwerte am Standort Thun (Wochenmischproben).



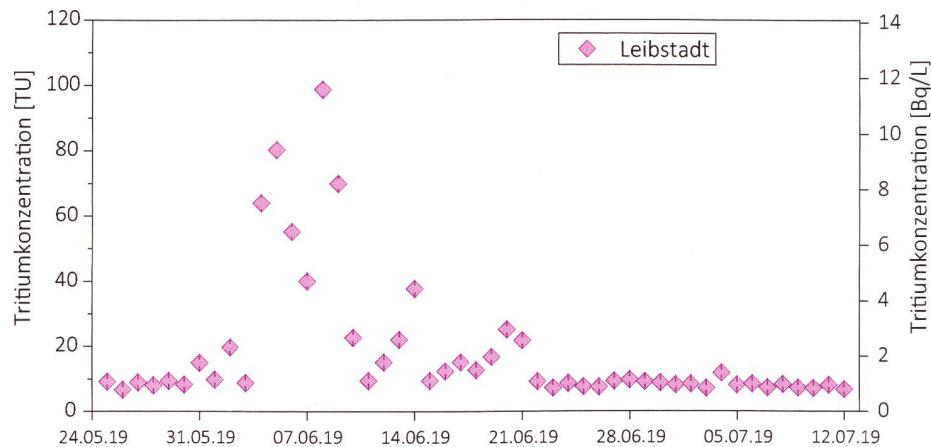
Figur 5:
Tritium-Messwerte von Regenwasser des Physikalischen Instituts der Universität Bern (Monatsproben - 2019).



Figur 6:
Tritiummesswerte am Stadtbach Niederwangen und am Gäbelbach Eymatt (wöchentliche Einzelproben).



Figur 7:
Tritiummesswerte im Regenwasser Niederwangen (Probenahme jeweils nach ausreichender Niederschlagsmenge).

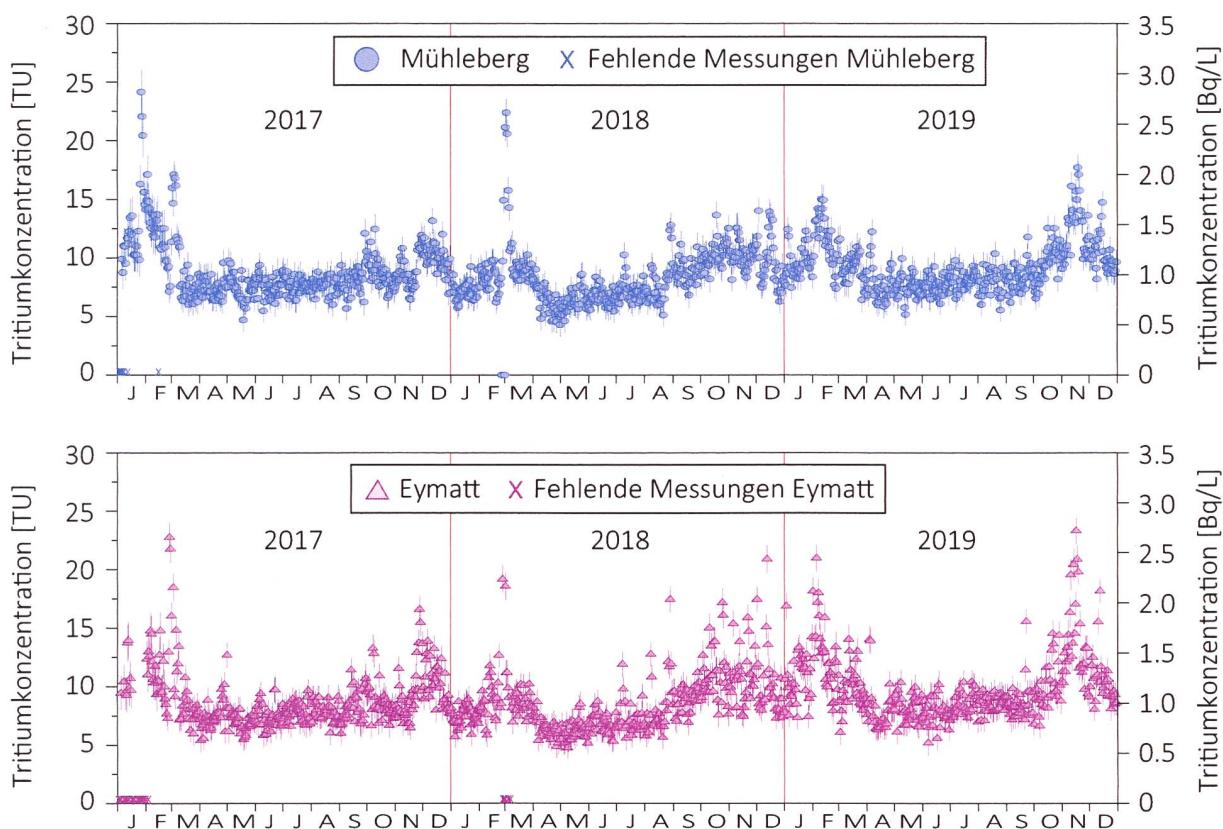


Figur 8:
Tritiummesswerte im Rhein stromabwärts vom Kernkraftwerk Leibstadt vor, während und nach dem Revisionsstillstand.

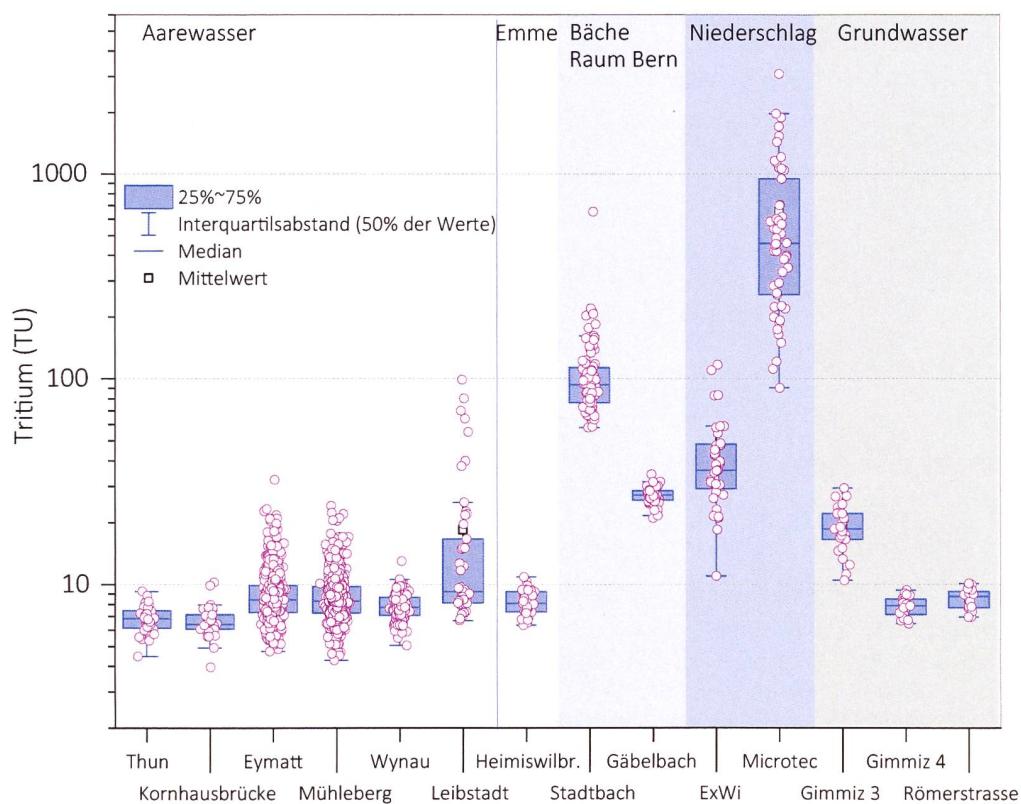
Überblick über sämtliche Messungen Januar 2017 bis Dezember 2019

Figur 10 zeigt einen Überblick über 2'777 Messungen, die an der KUP in den Jahren 2017, 2018 und 2019 durchgeführt wurden. Demnach beträgt der natürliche Tritiumgehalt der Aare gemessen bei Thun ca. 7 TU. Ähnliche Werte werden auch noch kurz vor Bern bei der Kornhausbrücke beobachtet. Bei der Eymatt sowie nach dem KKW Mühleberg liegen die Tritiumwerte auf vergleichbarem Niveau leicht höher. Das KKW Mühleberg kann demnach als Hauptemittent ausgeschlossen werden. Der Tritiumanstieg und auch die erhöhte Variabilität sind auf gasförmige Emissionen von der Firma Microtec zurückzuführen.

Die höchsten Werte in der Aare wurden jeweils bei tiefem Pegelstand beobachtet. Bei Wynau sind die Tritiumwerte wieder leicht tiefer. Der Einfluss der Firma Microtec wird insbesondere im Stadtbach und in den Niederschlägen bei Niederwangen deutlich, wo Tritiumgehalte von weit über 1'000 TU vorkommen. In geringerem Ausmass ist der etwas weiter entfernte Gäbelbach betroffen. Grundwasser-Messstellen, die mehrheitlich von Aarewasser gespeist werden (Gimmiz 3 und Römerstrasse) zeigen entsprechende Tritiumkonzentrationen von unter 10 TU. Bei Gimmiz 3 ist der Anteil von lokalem Niederschlag und damit der Tritiumgehalt entsprechend höher.



Figur 9:
Überblick über die bisherigen hochauflösenden Messungen an Standorten Eymatt und Mühleberg seit Messbeginn.



Figur 10:
Überblick über 2'777 Tritiummessungen der KUP in den Jahren 2017, 2018 und 2019.

4.7

Radioactivité du sol et de l'herbe

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

Institut de radiophysique, CHUV, Grand Pré 1, Lausanne

S. Estier, P. Steinmann, A. Gurtner

Section de surveillance de la radioactivité, URA / OFSP, Berne

M. Zehringer, A. Pregler

Laboratoire Cantonal de Bâle, Kannenfeldstr. 2, Basel

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

Labor Spiez, Office fédéral de la protection de la population, Spiez

Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0 - 5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires, et mesuré leurs niveaux d'activité. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie gamma in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que l'activité artificielle dans le sol et l'herbe est restée faible et est principalement due aux retombées des essais d'armes atomiques réalisées en atmosphère jusque dans les années soixante ainsi qu'aux retombées de l'accident de Tchernobyl.

Une attention particulière a été apportée au site de la centrale de Mühleberg, dont le fonctionnement a été stoppé à fin 2019. Les prélèvements ont été effectués sur sept sites et ont fait l'objet d'analyses indépendantes pour le strontium-90 (^{90}Sr), le plutonium et l'américium. Cela permettra de mettre en évidence une éventuelle contamination de l'environnement lors des opérations de démantèlement.

Introduction

Le ^{90}Sr et le ^{137}Cs ont été largement dispersés dans l'environnement suite aux essais nucléaires des années soixante ainsi que lors de l'accident de Tchernobyl en 1986. Ces radioéléments sont les deux principaux produits de fission à durée de vie moyenne (environ 30 ans) et ont un comportement chimique proche de deux éléments impliqués dans les cycles vivants, le calcium (pour le strontium) et le potassium (pour le césium). Par exemple, le ^{90}Sr est facilement transféré du sol aux plantes, puis tout au long de la chaîne alimentaire, et pourra finalement se trouver dans les tissus osseux et les dents [1]. Le ^{137}Cs va aussi passer du sol aux végétaux et rejoindre la chaîne alimentaire. Au contraire du ^{90}Sr , il se retrouvera principalement dans les tissus musculaires des vertébrés et sera éliminé plus rapidement que le strontium.

Le transfert d'un radioélément entre deux compartiments de l'environnement, par exemple du sol à l'herbe, peut être caractérisé par le facteur de transfert. Ce paramètre est cependant dépendant de plusieurs variables, telles que la nature des compartiments (type de sol et espèce de la plante), la concentration des autres éléments compétiteurs (Ca et K) ainsi que la progression de la croissance végétale, cette dernière étant notablement affectée par les conditions météorologiques (température, pluviosité) [2,3,4].

Une surveillance régulière des installations nucléaires a été mise en place depuis le début de leur exploitation et la situation radiologique de leur voisinage est bien connue. Toutefois, un programme de surveillance renforcé a débuté en 2017 pour la centrale de Mühleberg [5] qui a été mise à l'arrêt à fin 2019. Ce programme comprend l'analyse indépendante de chaque échantillon provenant des 7 sites de prélèvement. Ceci permettra d'estimer l'impact radiologique éventuel des travaux de démantèlement.

Résultats et discussion

Les résultats des mesures pour les sols sont présentés dans le Tableau 1. La présence du ^{90}Sr et des actinides Pu et Am est principalement due aux retombées des essais nucléaires atmosphériques des années soixante. Cette déposition ayant été amenée au sol par les précipitations, les régions connaissant une pluvirosité plus importante montrent les activités les plus élevées. Ainsi, les activités en ^{90}Sr sont dans une gamme de 0.1 à 0.6 Bq/kg sur le plateau suisse tandis que des valeurs supérieures à 1 Bq/kg peuvent être observées au Tessin ou sur les sites alpins. La même tendance est observée pour les actinides, avec des activités inférieures à 0.3 Bq/kg pour le plutonium et à 0.15 Bq/kg pour l'américium sur le plateau suisse, alors que ces valeurs augmentent avec l'altitude, le point de prélèvement le plus élevé (alpage de l'Allmendhubel) montrant les activités les plus importantes. Les rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ proches de 0.46 (voir le chapitre 7.2, mesures de plutonium et d'américium) confirment que cette contamination est due aux essais nucléaires des années soixante.

La situation est plus complexe dans le cas du ^{137}Cs , car le passage du nuage radioactif émis lors de l'accident de Tchernobyl en 1986 a provoqué une déposition supplémentaire dont la répartition géographique n'est pas uniforme. De fortes précipitations s'étant produites au Tessin lors du passage du nuage, c'est dans cette région que les dépôts les plus importants ont eu lieu et que les plus fortes activités sont toujours mesurées. Pour le ^{60}Co et le ^{134}Cs , deux radioéléments produits artificiellement dans les réacteurs nucléaires, aucune activité supérieure à la limite de détection n'a été observée. Enfin, c'est pour le ^{40}K , un des trois isotopes constituant le potassium naturel, que l'activité observée est la plus élevée.

Les mesures de radioactivité dans l'herbe sont rapportées dans le Tableau 2. On constate que la radioactivité de l'herbe est dominée par le ^{40}K , suivi du ^{7}Be , qui est formé par l'interaction du rayonnement cosmique (protons), produit en particulier par le soleil, avec les couches supérieures de l'atmosphère. Les activités en ^{60}Co et ^{134}Cs sont restées inférieures à la limite de détection. L'activité en ^{90}Sr de l'herbe peut varier fortement selon la période de coupe pour un même site de prélèvement, l'incorporation de certains éléments (Ca, K) et radioéléments (^{137}Cs et ^{90}Sr) étant dépendante de la croissance végétale [4]. Toutefois, l'activité de l'herbe est principalement fonction de celle du sol, les valeurs les plus importantes étant observées au Tessin ou en altitude, tandis que pour les échantillons collectés sur le plateau, les activités en ^{90}Sr ne dépassent pas 3 Bq/kg. La même tendance est observée pour le ^{137}Cs , dont les activités les plus élevées sont mesurées au Tessin.

Le programme renforcé de surveillance du voisinage de la centrale de Mühleberg, avec une analyse distincte pour 7 sites de prélèvement, a débuté en 2017. Les mesures de 2017 et 2018 ont montré que pour les sols, les activités en ^{90}Sr , Pu et Am étaient dans la gamme des valeurs observées pour les sols prélevés sur le plateau, les différences observées d'un site à l'autre illustrant la disparité du dépôt consécutif aux essais nucléaires et potentiellement certaines activités agricoles, comme le labourage en profondeur. Les nouvelles mesures effectuées pour les échantillons collectés en 2019 (Tableau 3) confirment ces résultats, avec les activités les plus faibles pour Niederruttingen. L'activité en ^{90}Sr des herbes est du niveau de celle observée pour les autres échantillons collectés sur le plateau suisse (Tableau 2). Un rapport spécifique sur l'ensemble des résultats des mesures réalisés par les différents instituts impliqués dans ce programme renforcé 2017-2019 au voisinage de la centrale de Mühleberg sera publié en 2020.

Tableau 1:

Activités en ^{40}K , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2019 (Bq/kg matière sèche, fraction < 2 mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (Voisinage KKB)	2	420 \pm 32	< 0.7	< 0.6	13.6 \pm 1.1	0.44 \pm 0.08	0.167 \pm 0.016	0.079 \pm 0.007
AG (KKB in-situ)	2	346 \pm 36			9.9 \pm 1.3			
AG (PSI)	1	380 \pm 41	< 0.7	< 0.6	9.8 \pm 0.6	0.38 \pm 0.08	0.135 \pm 0.015	0.055 \pm 0.005
AG (PSI in-situ)	1	322 \pm 33			7.2 \pm 0.9			
AG (ZWILAG)	1	409 \pm 14	< 0.9	< 0.7	11.1 \pm 0.8	0.61 \pm 0.09	0.170 \pm 0.015 0.172 \pm 0.014	0.080 \pm 0.009 0.073 \pm 0.006
AG (ZWILAG in-situ)	1	349 \pm 36			8.4 \pm 1.0			
AG (Vois. KKL)	4	395 \pm 21	< 0.7	< 0.6	11.0 \pm 0.6	0.29 \pm 0.07	0.188 \pm 0.017	0.074 \pm 0.008
AG (KKL in-situ)	4	345 \pm 36			8.2 \pm 1.0			
AG/SO (Vois. KKG)	4	439 \pm 23	< 0.7	< 0.6	11.0 \pm 0.6	0.48 \pm 0.09	0.235 \pm 0.021 0.235 \pm 0.015	0.099 \pm 0.018 0.109 \pm 0.007
AG/SO (KKG in-situ)	4	366 \pm 38			8.4 \pm 1.0			
BE (Voisinage KKM) ¹⁾	7	645 \pm 35	< 0.7	< 0.6	8.0 \pm 0.5	0.45 \pm 0.15 ⁴⁾	0.148 \pm 0.055 ⁵⁾	0.069 \pm 0.025 ⁶⁾
BE (KKM in-situ) ¹⁾	7	526 \pm 54			5.8 \pm 0.8			
BE (Mürren) ²⁾	1	550 \pm 47	< 0.3	< 0.3	9.4 \pm 1.1	2.3 \pm 0.3	0.37 \pm 0.01	0.15 \pm 0.04
BE (Gimmelwald)	1	311 \pm 26	< 0.2	< 0.3	14.6 \pm 1.8	3.1 \pm 0.5	0.61 \pm 0.02	0.22 \pm 0.05
BE (Fahrni) ³⁾	1	440 \pm 37	< 0.2	< 0.3	10.8 \pm 1.3	2.8 \pm 0.5	0.43 \pm 0.01	0.20 \pm 0.05
BE (Diesse/Jura)	1	450 \pm 39	< 0.3	< 0.3	13.2 \pm 1.6	1.0 \pm 0.2	0.45 \pm 0.01	0.16 \pm 0.04
BL (Sissach)	1	472 \pm 15	-	< 0.1	15.0 \pm 1.0	3.4 \pm 0.7		
FR (Posieux)	1	413 \pm 45	< 0.5	< 0.7	5.1 \pm 0.8	0.46 \pm 0.12	0.180 \pm 0.018 0.210 \pm 0.013	0.088 \pm 0.021 0.087 \pm 0.006
FR (Posieux, in-situ)	1	329 \pm 34			3.6 \pm 0.6			
GE (Vois. CERN)	5	436 \pm 46	< 0.6	< 0.5	5.7 \pm 0.7	0.13 \pm 0.04	0.110 \pm 0.009 0.112 \pm 0.010	0.049 \pm 0.006 0.043 \pm 0.008
GE (CERN in-situ)	5	357 \pm 39			3.3 \pm 0.6			
TG (Arenenberg)	1	429 \pm 45	< 0.6	< 0.5	17.6 \pm 1.9	0.56 \pm 0.09	0.127 \pm 0.015 0.122 \pm 0.011	0.061 \pm 0.008 0.053 \pm 0.006
TG (Arenenberg in-situ)	1	384 \pm 40			15.8 \pm 1.7			
TG (Güttingen)	1	316 \pm 34	< 0.7	< 0.6	16.7 \pm 1.8	0.56 \pm 0.08	0.175 \pm 0.019 0.166 \pm 0.015	0.087 \pm 0.009 0.075 \pm 0.008
TG (Güttingen in-situ)	1	294 \pm 31			13.5 \pm 1.5			
TI (Centovalli)	1	762 \pm 26		< 0.3	121.0 \pm 4.0	9.4 \pm 1.9		
TI (Prato Leventina)	1	504 \pm 21		< 0.3	29.0 \pm 1.0	5.7 \pm 1.2		
TI (Malcantone)	1	365 \pm 14		< 0.2	157.0 \pm 5.0	6.1 \pm 1.2		
TI (Cadenazzo)	1	673 \pm 70	< 0.6	< 0.6	81.0 \pm 8.2	1.02 \pm 0.12	0.127 \pm 0.018 0.118 \pm 0.010	0.078 \pm 0.011 0.052 \pm 0.006 0.061 \pm 0.008
TI (Cadenazzo – In-situ)	1	573 \pm 59			54.5 \pm 5.6			
Ti (Caslano)	1	605 \pm 63	< 0.7	< 0.6	23.1 \pm 2.4	0.33 \pm 0.08	0.121 \pm 0.013 0.122 \pm 0.010	0.050 \pm 0.006 0.059 \pm 0.007
Ti (Caslano – in-situ)	1	589 \pm 60			27.3 \pm 2.9			
TI (Stabio)	1	634 \pm 66	< 0.6	< 0.5	94.5 \pm 9.5	0.40 \pm 0.08 0.40 \pm 0.07	0.431 \pm 0.033 0.433 \pm 0.028	0.200 \pm 0.016 0.198 \pm 0.012
TI (Stabio – In situ)	1	550 \pm 56			61.0 \pm 6.2			

n = nombre d'échantillons;

¹⁾ avec 3 nouveaux sites de collecte d'échantillons depuis 2017 pour la surveillance du démantèlement;

²⁾ alpage (Allmendhubel, 1'900 m); ³⁾ Préalpes (850 m).

⁴⁾ Valeur moyenne et écart-type pour 7 analyses. ⁵⁾ Valeur moyenne et écart-type pour 15 analyses. ⁶⁾ Valeur moyenne et écart-type pour 14 analyses.

Remarque: Les résultats des mesures in situ sont représentatifs de l'activité moyenne du sol sur une surface d'environ 300 m², alors que les mesures en laboratoire permettent la détermination précise de l'activité du sol au point de prélèvement.

Tableau 2 :

Activité en ${}^7\text{Be}$, ${}^{40}\text{K}$, ${}^{60}\text{Co}$, ${}^{134}\text{Cs}$, ${}^{137}\text{Cs}$ et ${}^{90}\text{Sr}$ dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2019 lors de deux saisons de coupe (Bq/kg de matière sèche).

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	293 \pm 32	683 \pm 74	< 1.2	< 1.1	< 1.2	0.45 \pm 0.05 ⁴⁾ 0.89 \pm 0.10 ⁵⁾
AG (PSI)	2	364 \pm 39	733 \pm 81	< 0.8	< 0.8	< 0.8	0.58 \pm 0.07 ⁴⁾ 0.75 \pm 0.08 ⁵⁾
AG (ZWILAG)	2	326 \pm 36	742 \pm 83	< 2.3	< 1.7	< 0.9	0.72 \pm 0.09 ⁴⁾ 1.50 \pm 0.15 ⁵⁾
AG (Voisinage KKL)	8	377 \pm 40	725 \pm 78	< 1.2	< 1.1	1.0 \pm 0.5	0.71 \pm 0.08 ⁴⁾ 1.52 \pm 0.17 ⁵⁾
AG/SO (Voisinage KKG)	8	249 \pm 28	813 \pm 88	< 1.5	< 1.1	< 1.3	0.66 \pm 0.07 ⁴⁾ 1.68 \pm 0.17 ⁵⁾
BE (Voisinage KKM) ¹⁾	14	278 \pm 31	889 \pm 96	< 1.5	< 1.1	< 1.3	0.47 \pm 0.22 ⁴⁾ 1.27 \pm 0.63 ⁵⁾
BE (Lauterbrunnen)	1	8 \pm 2	450 \pm 40	< 0.4	< 0.3	0.5 \pm 0.1	1.12 \pm 0.13
BE (Mürren) ²⁾	1	420 \pm 65	980 \pm 83	< 0.4	< 0.3	< 0.3	2.46 \pm 0.29
BE (Gimmelwald)	1	143 \pm 23	720 \pm 61	< 0.4	< 0.3	0.4 \pm 0.1	2.23 \pm 0.26
BE (Fahrni) ³⁾	2	353 \pm 50	1'115 \pm 95	< 0.4	< 0.3	< 0.4	1.64 \pm 0.19 ⁴⁾ 0.94 \pm 0.11 ⁵⁾
BE (Diesse/Jura)	2	235 \pm 35	1'080 \pm 96	< 0.4	< 0.3	< 0.3	0.39 \pm 0.05 ⁴⁾ 2.76 \pm 0.32 ⁵⁾
BL (Sissach)	1	220 \pm 9	725 \pm 27		< 0.2	< 0.2	0.64 \pm 0.13
GE (Voisinage CERN)	4	101 \pm 13	607 \pm 68	< 1.4	< 1.1	< 1.3	1.36 \pm 0.13 ⁵⁾
FR (Posieux)	2	163 \pm 19	1'045 \pm 113	< 1.6	< 1.2	< 1.3	0.59 \pm 0.08 ⁴⁾ 1.14 \pm 0.13 ⁵⁾
TG (Güttingen)	2	171 \pm 21	786 \pm 87	< 1.8	< 1.3	< 1.4	0.92 \pm 0.10 ⁴⁾ 0.65 \pm 0.11 ⁵⁾
TI (Centovalli)	1	415 \pm 15	720 \pm 23		< 0.1	44.0 \pm 2.0	1.83 \pm 0.37
TI (Prato Leventina)	1	59 \pm 2	566 \pm 19		< 0.7	0.4 \pm 0.1	0.07 \pm 0.01
TI (Malcantone)	1	118 \pm 6	624 \pm 22		< 0.2	1.6 \pm 0.3	1.02 \pm 0.15
TI (Cadenazzo)	2	222 \pm 24	926 \pm 99	< 1.0	< 0.8	< 0.8	0.24 \pm 0.06 ⁴⁾ 5.31 \pm 0.41 ⁵⁾ 5.77 \pm 0.47 ⁵⁾
Ti (Stabio)	1	41 \pm 6	714 \pm 77	< 1.0	< 0.9	0.9 \pm 0.4	1.36 \pm 0.13 ⁵⁾

n = nombre d'échantillons; ¹⁾ avec 3 nouveaux sites de collecte d'échantillons depuis 2017, programme renforcé pour la surveillance du démantèlement;

²⁾ alpage (Allmendhubel); ³⁾ Préalpes, 850 m; ⁴⁾ coupe de printemps; ⁵⁾ coupe d'automne.

Tableau 3:

Activités en ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0 - 5 cm, fraction < 2 mm) et en ^{90}Sr dans les herbes, prélevés en 2019 sur sept sites autour de Mühleberg (Bq/kg matière sèche).

Site	$^{239} + ^{240}\text{Pu}$	^{241}Am	^{90}Sr (sol)	^{90}Sr (herbe)	
				printemps	automne
Rewag	0.146 ± 0.017 0.182 ± 0.013	0.084 ± 0.014 0.077 ± 0.007	0.43 ± 0.09	0.21 ± 0.04	0.88 ± 0.11
Salvisberg	0.155 ± 0.015 0.159 ± 0.015 0.163 ± 0.011	0.064 ± 0.010 0.077 ± 0.007	0.34 ± 0.08	0.40 ± 0.06	2.37 ± 0.22
Ufem Horn	0.143 ± 0.015 0.164 ± 0.012	0.067 ± 0.011 0.073 ± 0.006	0.61 ± 0.12	0.69 ± 0.09	1.89 ± 0.17
Niederruntigen	0.053 ± 0.009 0.063 ± 0.008 0.070 ± 0.008	0.042 ± 0.011 0.028 ± 0.003 0.030 ± 0.006	0.18 ± 0.05	0.43 ± 0.07	0.59 ± 0.14
Oberruntigen	0.226 ± 0.022 0.244 ± 0.016	0.097 ± 0.007 0.119 ± 0.011	0.55 ± 0.09	0.75 ± 0.10	1.14 ± 0.12
Fuchsenried	0.116 ± 0.014	0.051 ± 0.006	0.51 ± 0.09	0.61 ± 0.06	1.13 ± 0.15
Clôture KKW	0.158 ± 0.022 0.182 ± 0.013	0.070 ± 0.006 0.093 ± 0.009	0.55 ± 0.11	0.23 ± 0.04	0.87 ± 0.11
Plateau suisse (min-max) ¹⁾	0.053 - 0.244	0.028 - 0.119	0.13 - 0.61	0.45 - 0.92	0.65 - 1.68

¹⁾ Selon les tableaux 1 et 2.

Conclusions

Les mesures de la radioactivité dans les sols et les herbes en Suisse en 2019 présentent des valeurs similaires aux années précédentes. Aucune augmentation d'activité n'a été constatée, ni aux abords des centrales nucléaires, ni dans les sites de référence. Les sites de montagne et certains sites du Tessin présentent des activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs supérieures à celles mesurées sur les sites du plateau, centrales nucléaires incluses. Un marquage assez important en ^{137}Cs dans des échantillons de sol et d'herbe de certains sites de prélèvement du Tessin et de Suisse orientale est encore observé plus de trente ans après l'accident de Tchernobyl.

Le programme de surveillance renforcé de la centrale de Mühleberg a été poursuivi dans le but de déceler un éventuel impact des travaux de démantèlement.

Références

- [1] voir chapitre «Mesures de ^{90}Sr , de ^{210}Po et de ^{226}Ra dans les vertèbres et de ^{90}Sr dans les dents de lait».
- [2] 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.
- [3] Guillaume, T. et al., Disparity in ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in Alpine plants: phylogenetic effect and Ca and K availability. *Plant Soil* 2012, 355, 29–39.
- [4] Froidevaux, P. et al., chap. 4.6 de «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse», 2005, OFSP.
- [5] Estier, S. et al., chap. 3.1 de «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse», 2017, OFSP.

4.8

Natürliche Radioaktivität im Schweizer Trinkwasser

Heinz Surbeck

Nucfilm GmbH

Abstract

Since 2017 Switzerland has new regulations concerning natural radionuclides in drinking water. They are very close to the ones in force in the EU. Clear limits for relevant natural radionuclides have been replaced by rather vague «parametric values» and an «indicative dose». This has lead to a general confusion at the Federal and the Cantonal environmental radioactivity labs about how to enforce the new regulations. What has to be monitored, how often and by what analytical methods? Do we have enough data about the situation in Switzerland? Do we need a large screening or are there criteria for a targeted search? To answer these questions all available data have been pooled (Surbeck 2019). Data left after a critical review have been used for frequency distributions and maps. It has turned out that natural radionuclides are not a general problem in Swiss drinking water. Hot spots are concentrated in some regions and can well be explained by the local geology. Thus there is no need for a «blind» screening. A targeted search, based on the geology is all we need. Concerning the analytical methods, Total-Alpha and Total-Beta measurements are out of date since many decades. They are also unreliable and give wrong results about the ^{228}Ra contribution to the ingested dose. Only nuclide specific analytical methods can be recommended. Other recommendations are that all bottled waters should be considered drinking water, complying with the same limits and that ingestion doses from radon should not be neglected.

Zusammenfassung

Radioaktivität im Trinkwasser untersteht in der Schweiz seit 2017 neuen gesetzlichen Regelungen. Von den bisherigen Grenzwerten für natürliche Radionuklide im Trinkwasser in der Inhalts- und Fremdstoff-Verordnung wurde der (chemische) Höchstwert für das Uran ($30 \mu\text{g/l}$) übernommen und je ein Richtwert für das Radon (100 Bq/l) und die Ingestionsdosis ($100 \mu\text{Sv/Jahr}$) eingeführt (Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen, TBDV).

Für die Planung des Vollzugs wäre es nützlich, die aktuelle Situation bezüglich dieser Höchst- und Richtwerte zu kennen. Es gibt in der Schweiz zwar ziemlich viele Messungen der natürlichen Radionuklide in Trinkwässern, aber die Daten befinden sich verstreut bei verschiedenen Aemter, Laboratorien des Bundes, der Kantone und bei privaten Laboratorien. Eine Zusammenfassung und eine gesamtschweizerische Beurteilung haben bisher gefehlt.

Das BAG hat deshalb einen Bericht dazu in Auftrag gegeben (Surbeck 2019).

Für den Bericht wurden die vorhandenen Daten zur natürlichen Radioaktivität im Trinkwasser der Schweiz gesichtet, beurteilt und der Zusammenhang mit geologischen regionalen Faktoren aufgezeigt. Aufgrund der daraus gewonnenen Erkenntnisse wurde ein Vorschlag gemacht, ob und wenn ja welche Regionen ausgeschieden werden können, in denen die Parameterwerte für natürliche Radioaktivität mit grosser Wahrscheinlichkeit eingehalten sind. Ebenso wurden jene Gebiete bezeichnet, in denen zusätzliche Messungen sinnvoll sind.

Der vorliegende Beitrag ist eine Kurzfassung dieses Berichtes.

Deutlich erhöhte Werte für natürliche Radionuklide im Trinkwasser sind in der Schweiz selten. Es besteht kein dringender Handlungsbedarf, aber in einigen Gebieten wäre es sinnvoll aufgrund geologischer Kriterien gezielt zusätzliche Messungen, insbesondere nuklidspezifische Analysen durchzuführen.

Die schweizweit 3% der Proben, die über dem Richtwert für das ^{222}Rn und die 0.4% die über dem Höchstwert für das Uran liegen sind nicht gleichmässig über die ganze Schweiz verteilt. Überschreitungen und deutlich erhöhte Werte wurden vorwiegend im Wallis, in der Surselva, den Bündner Südtälern, dem Tessin und in einem SW-NO verlaufenden Streifen im westlichen Mittelland gefunden. Auffällig ist auch eine Häufung erhöhter Radonwerte in einem Gebiet zwischen Aarau, Brugg und Laufenburg.

Beim ^{226}Ra und dem ^{228}Ra sind es ebenfalls vorwiegend diese Gebiete, in denen erhöhte Werte gefunden wurden. Auffällig sind auch erhöhte ^{226}Ra -Werte in den Kantonen JU, BS und BL. Für eine klare Aussage für den Rest der Schweiz gibt es aber zu wenige Messungen der beiden Nuklide. Beim ^{228}Ra fehlen insbesondere Messungen mit einer genügend tiefen Nachweisgrenze.

Die erhöhten Werte für die natürlichen Radionuklide in den erwähnten Gebieten lassen sich mit der lokalen Geologie weitgehend erklären. Es gibt auch eine deutliche Korrelation mit der terrestrischen Dosisleistung.

Es gibt keine Hinweise darauf, dass Altlasten aus der Uhrenindustrie für erhöhte ^{226}Ra Konzentrationen oder uranhaltige Phosphatdünger für erhöhte Urankonzentrationen im Trinkwasser verantwortlich sein könnten.

Es konnten nur sehr wenige Zeitreihen gefunden werden, die aber zeigen, dass die zeitlichen Variationen beträchtlich sind, bis zu einem Faktor 10. Hot-spots sollten daher über mindestens ein Jahr regelmässig beprobt werden, bevor irgendwelche Massnahmen ergriffen werden. Die Zeitreihen zeigen auch, dass die Proben direkt an den Quellfassungen genommen werden sollten. Bei Proben aus dem Trinkwassernetz ist häufig nicht klar woher das Wasser stammt.

Beim ^{210}Pb und ^{210}Po gibt es kaum Daten mit einer genügend tiefen Nachweisgrenze. Sporadisch und nicht reproduzierbar wurden Werte bis 20 mBq/l gemessen.

Schweizweit wird bei etwa 0.5% der Proben die Richtdosis von 100 $\mu\text{Sv}/\text{Jahr}$ überschritten. Überschreitungen und deutlich erhöhte Werte beschränken sich auf die erwähnten Gebiete.

Bei den Proben, bei denen mehrere der Radionuklide gemessen wurden sind kaum Korrelationen zu erkennen, bestenfalls eine leicht positive Korrelation zwischen ^{222}Rn und Uran. Die aufgrund der Geochemie der natürlichen Radionuklide auch zu erwartende bestenfalls schwache Korrelation bedeutet, dass es nicht möglich ist, aus der Messung des ^{222}Rn oder des Urans auf die Aktivitätskonzentrationen von ^{226}Ra und ^{228}Ra zu schliessen.

Es gibt aber eine deutliche räumliche Korrelation. Gebiete mit hohen ^{222}Rn Konzentrationen weisen generell auch erhöhte Uran- und ^{226}Ra -Konzentrationen auf. Das bedeutet, dass es sinnvoll ist Quellen innerhalb eines Radius von etwa 10 km um einen hot-spot genauer anzusehen. Hot-spot heisst hier $\geq 20 \text{ Bq/l}$ für das ^{222}Rn , oder $\geq 10 \mu\text{g/l}$ für das Uran, oder $\geq 20 \text{ mBq/l}$ für das ^{226}Ra oder $\geq 10 \text{ mBq/l}$ für das ^{228}Ra . Das entspricht etwa dem 90%-Wert der Häufigkeitsverteilung.

Auch wenn die Datenlage für einige Gebiete der Schweiz (Kantone Bern, Zürich und Thurgau) unbefriedigend ist, machen flächendeckende zusätzliche Messungen wenig Sinn. Sowohl die Gebiete mit klarem Risiko für erhöhte Werte als auch die Gebiete mit schlechter Datenlage, aber potentiell Risiko sind bekannt. Für diese Gebiete wird empfohlen, aufgrund geologischer Kriterien gezielt nach weiteren Hot-spots zu suchen und die bekannten mit jährlichen Probenahmen weiter zu verfolgen.

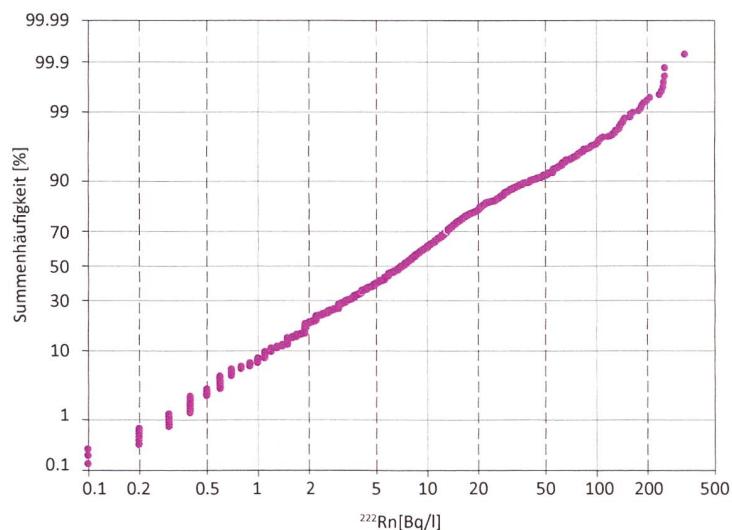
Seit 2016 gelten für in Verkehr gebrachte Quellwässer die gleichen Anforderungen wie für Trinkwässer. Gemäss BLV gilt das aber nicht für «natürliche Mineralwässer». Mineralwässer wurden trotzdem mit in den Bericht aufgenommen, da sie ja auch Quellwässer sind. Es wird empfohlen, die entsprechende Verordnung so zu ändern, dass alle Getränke die Anforderungen für Trinkwässer erfüllen müssen. Das würde auch den Vollzug wesentlich erleichtern.

Gemäss geltendem Recht wird bei der Bestimmung der Ingestionsdosis das ^{222}Rn nicht berücksichtigt. Es wird empfohlen das zu ändern, da die Jahresdosen insbesondere für Kinder nicht vernachlässigbar sind. Es wird auch empfohlen, dass das Kantonale Laboratorium Basel-Stadt (KL-BS) als Kompetenzzentrum der Kantone weiterhin nuklidspezifische Analysen der natürlichen Radionuklide im Wasser durchführt. Die Sektion Überwachung der Radiaktivität (URA) des BAG sollte ergänzend zu den Routinemessungen des KL-BS gezielte Messkampagnen durchführen und neue Messmethoden entwickeln, insbesondere für die schwierig zu messenden Nuklide ^{228}Ra , ^{210}Pb und ^{210}Po . Sowohl das KL-BS als auch das URA verfügen über Fachkräfte mit einer Ausbildung in Geologie, die die Kantone bei der gezielten Probenahme unterstützen können.

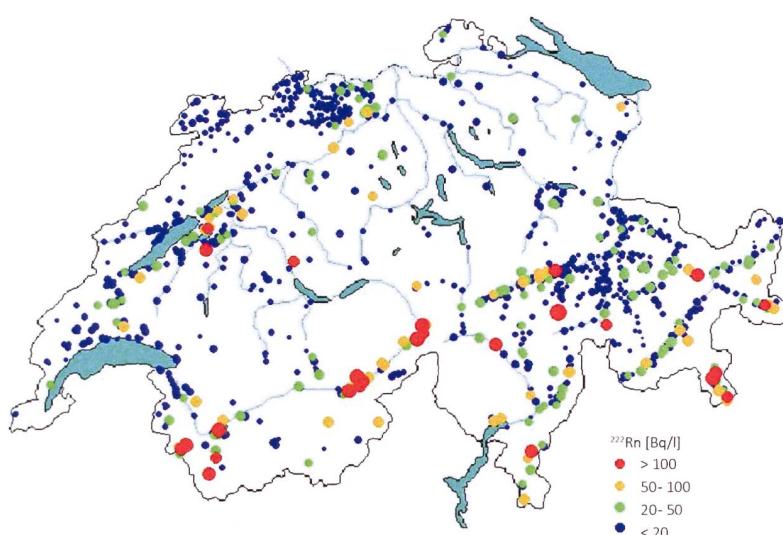
Resultate

Nach der kritischen Durchsicht von rund einem Dutzend Datenbanken lagen noch knapp 6'000 glaubwürdige Messwerte für Trinkwässer vor, bei denen auch die Koordinaten des Probenahmeortes ausfindig gemacht werden konnten. Für die Häufigkeitsverteilungen und für die Karten wurden nur Wässer berücksichtigt, die entweder früher als Trinkwasser genutzt wurden, aktuell genutzt werden oder genutzt werden könnten. Die als Mineralwasser in Verkehr gebrachten Quellwässer werden im ausführlichen Bericht in einem separaten Kapitel behandelt.

Die Figuren 1 und 2 zeigen am Beispiel des ^{222}Rn wie die Daten aufgearbeitet wurden. Für Figur 3 wurden alle 5'910 Messwerte verwendet und die relative Konzentration folgendermassen berechnet: $^{222}\text{Rn}[\text{Bq/l}]/20$, $\text{U}[\mu\text{g/l}]/10$, $^{226}\text{Ra}[\text{mBq/l}]/20$ und $^{228}\text{Ra}[\text{mBq/l}]/10$. Das entspricht etwa einer Normierung mit dem 90%-Wert der Häufigkeitsverteilung. Bei relativen Konzentrationen von 2 bis 5 ist mit einzelnen Überschreitungen der Höchst- oder Richtwerte zu rechnen. Bei Werten über 5 sind Überschreitungen sehr wahrscheinlich.



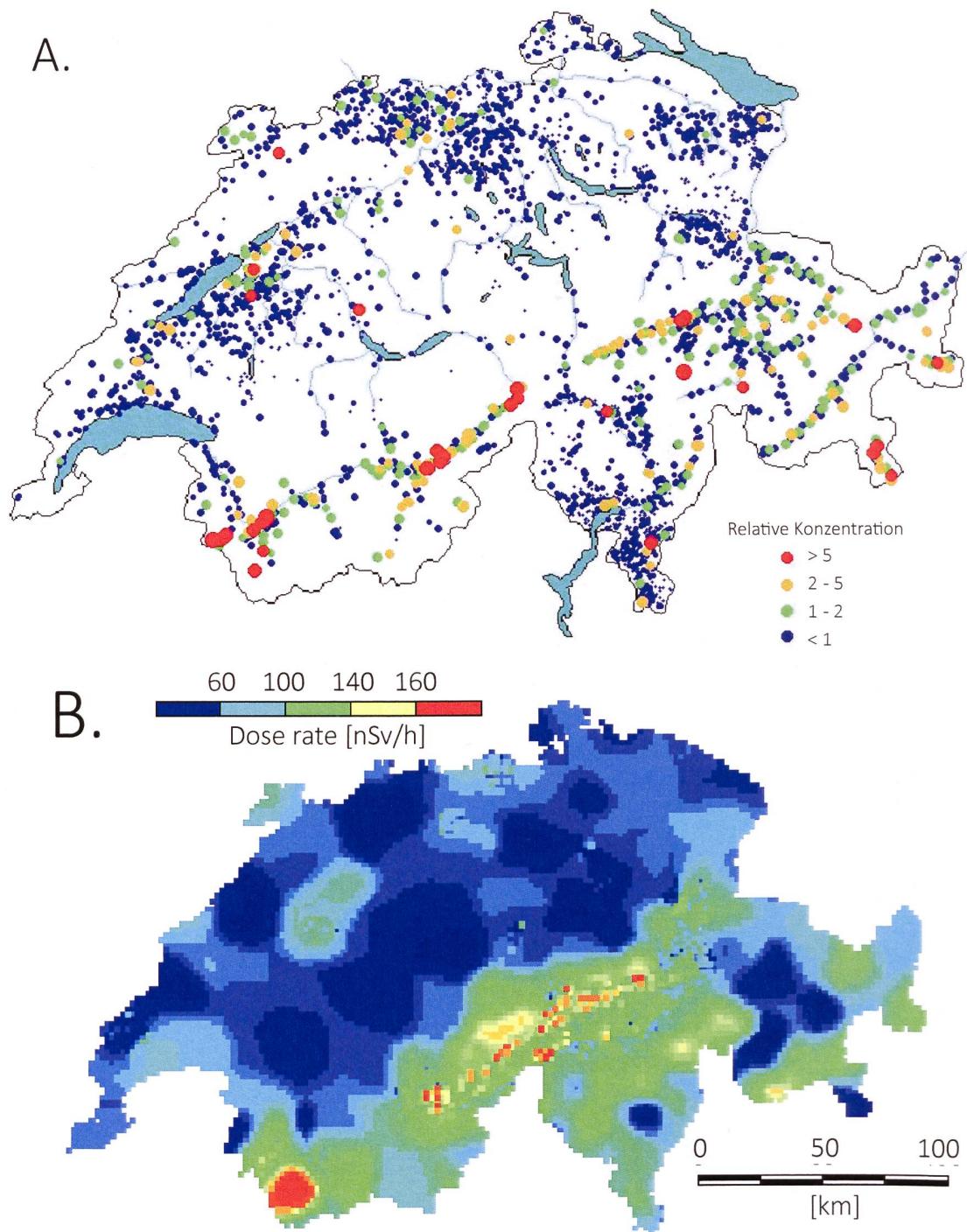
Figur 1:
Häufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in Schweizer Trinkwässern.
 $n = 1'454$



Figur 2:
Räumliche Verteilung der Radonkonzentrationen in Schweizer Trinkwässern. $n = 1'454$

Bei den Proben, bei denen mehrere der Radionuklide gemessen wurden sind kaum Korrelationen zu erkennen, bestenfalls eine leicht positive Korrelation zwischen ^{222}Rn und Uran. Die aufgrund der Geochemie der natürlichen Radionuklide auch zu erwartende bestenfalls schwache Korrelation bedeutet, dass es nicht möglich ist, aus der Messung des ^{222}Rn oder des Urans auf die Aktivitätskonzentration von ^{226}Ra , ^{228}Ra zu schliessen.

Es gibt aber eine deutliche räumliche Korrelation. Gebiete mit hohen ^{222}Rn Konzentrati-



Figur 3:
 A) relative Konzentrationen für ^{222}Rn , U, ^{226}Ra und ^{228}Ra , $n = 5'910$.
 B) Karte der terrestrischen Dosisleistung (Rybáček et al. 1995, Referenz siehe Surbeck 2019), hinterlegt mit einer Gewässerkarte.

tionen weisen generell auch erhöhte Uran- und ^{226}Ra -Konzentrationen auf. Das bedeutet, dass es sinnvoll ist, Quellen innerhalb eines Radius von etwa 10 km um einen Hot-spot genauer anzusehen. Hot-spot heißt hier $\geq 20 \text{ Bq/l}$ für das ^{222}Rn , oder $\geq 10 \text{ }\mu\text{g/l}$ für das Uran, oder $\geq 20 \text{ mBq/l}$ für das ^{226}Ra oder $\geq 10 \text{ mBq/l}$ für das ^{228}Ra . Das entspricht etwa dem 90 %-Wert der Häufigkeitsverteilung.

Die 3% der Proben, die über dem Richtwert für das ^{222}Rn und die 0.4% die über dem Höchstwertwert für das Uran liegen sind nicht gleichmäßig über die ganze Schweiz verteilt. Überschreitungen und deutlich erhöhte Werte sind vorwiegend im Wallis, in der Surselva, den Bündner Südtälern, dem Tessin und in einem SW-NO

verlaufenden Streifen im westlichen Mittelland zu finden. Auffällig ist auch eine Häufung erhöhter Radonwerte in einem Gebiet zwischen Aarau, Brugg und Laufenburg.

Beim ^{226}Ra und dem ^{228}Ra sind es ebenfalls vorwiegend diese Gebiete, in denen erhöhte Werte gefunden wurden. Auffällig sind erhöhte ^{226}Ra -Werte in den Kantonen JU, BS und BL. Für eine klare Aussage für den Rest der Schweiz gibt es aber viel zu wenige Messungen der beiden Nuklide, beim ^{228}Ra fehlen insbesondere Messungen mit einer genügend tiefen Nachweisgrenze.

Wenn alle verfügbaren Daten über die Konzentrationen natürlicher Radionuklide im Grundwasser der Schweiz, nicht nur Daten für Trinkwässer genutzt werden ergibt sich ein ziemlich klares Bild der Herkunft erhöhter Konzentrationen natürlicher Radionuklide.

Die mit Abstand höchsten Konzentrationen sind in Gebieten zu finden, in denen die Wässer mit Sedimenten des Permokarbons, insbesondere dem Verrucano oder den stark metamorphen Randzonen der kristallinen Massive in Kontakt waren. Aufgrund der zahlreichen kleineren Uranvererzungen und uranhaltigen Kohlen, die in diesen Gebieten gefunden wurden ist das auch nicht weiter erstaunlich. Das betrifft das Wallis, die Surselva, die Bündner Südtäler und das Tessin.

Die meist sauerstoffarmen Wässer aus dem Dogger können deutlich erhöhte ^{226}Ra Konzentrationen aufweisen. Der als Stauer wirkende Dogger enthält fossiles organisches Material in dem Uran angelagert sein kann. Die anoxischen Verhältnisse begünstigen eine Mobilisierung des Tochterproduktes Radium. Das könnte der Grund für die erhöhten Werte in den Kantonen JU, BS und BL sein.

Es gibt keine Hinweise darauf, dass Altlasten aus der Uhrenindustrie für erhöhte ^{226}Ra Konzentrationen oder uranhaltige Phosphatdünger für erhöhte Urankonzentrationen im Trinkwasser verantwortlich sein könnten.

Wässer aus der Übergangszone zwischen der Unteren Süsswassermolasse (USM) und der Oberen Meeresmolasse (OMM) zeigen häufig erhöhte Uran- und Radonkonzentrationen. Uranhaltige Fossilien und Kohlen belegen eine deutliche Urananreicherung in dieser Übergangszone. Das ist in einem SW-NO verlaufenden Streifen im westlichen Mittelland zu finden.

Die Gebiete mit deutlich erhöhten ^{222}Rn -, U- oder ^{226}Ra -Werten zeigen meist auch deutlich erhöhte Werte bei der terrestrischen Dosisleistung (Fig. 3).

Seit einigen Jahren ist auch bekannt, dass erhöhte Uran-Konzentrationen in Wässern aus drainierten Moorgebieten im Mittelland zu finden sind. Hier hat seit der letzten Eiszeit eine Anreicherung des Urans an absterbendem organischem Material statt gefunden. Durch die Drainagen im 19. und 20. Jahrhundert wurde Sauerstoff zugeführt und damit das Uran remobilisiert. Dazu gibt es aber erst für zwei Standorte Untersuchungen, beim Oberlauf des Lyssbaches bei Münchenbuchsee und im Gebiet zwischen dem Mt.Vully und dem Broyekanal.

Interessant sind auch die leicht erhöhten Uranwerte bei als Trinkwasser aufbereitetem Wasser aus dem Genfersee. Der Grund dafür ist, dass die Rhone erhebliche Mengen Uran, vor allem aus dem Unterwallis in den Genfersee transportiert.

Referenz

- Surbeck, H., 2019, Natürliche Radioaktivität im Schweizer Trinkwasser, Bundesamt für Gesundheit, Bern
Link via BAG homepage : www.bag.admin.ch/ura-jb--> weitere Berichte: Natürliche Radioaktivität im Schweizer Trinkwasser

