

Umweltradioaktivität  
und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement  
et doses de rayonnements en Suisse

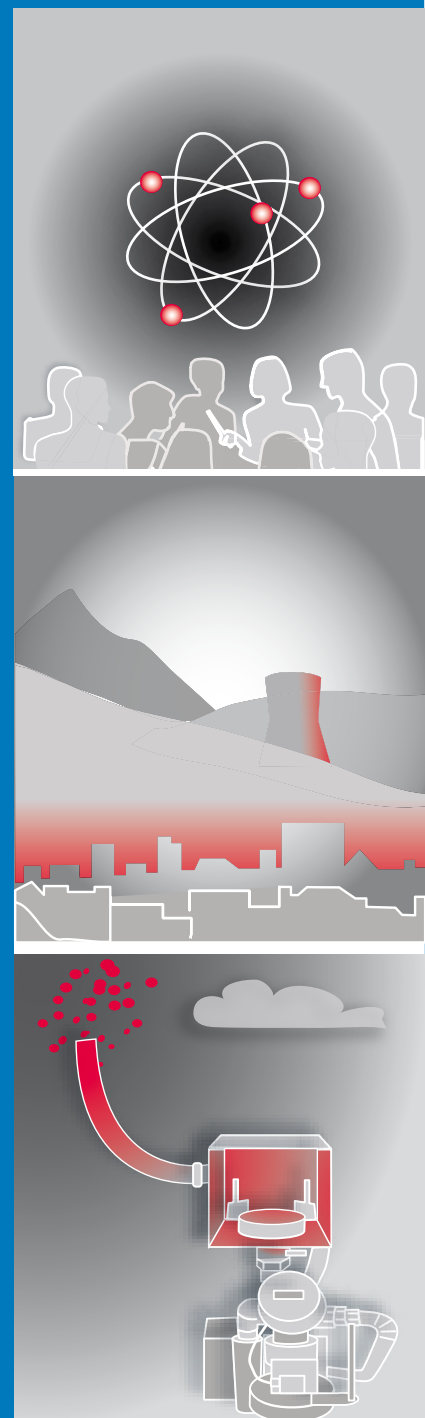
Radioattività dell'ambiente e dosi  
d'irradiazione in Svizzera

2009



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

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





# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement  
et doses de rayonnements en Suisse

Radioattività dell'ambiente e dosi  
d'irradiazione in Svizzera

# 2009





# Avant-propos

La radioactivité de l'environnement est constamment surveillée en Suisse depuis 1956. A l'époque, son augmentation, liée aux essais nucléaires atmosphériques, avait incité les autorités à développer un réseau de contrôle spécifique. Depuis 1986 la surveillance des rayonnements ionisants ainsi que de la radioactivité dans l'environnement et les denrées alimentaires est devenue une tâche permanente de l'Office fédéral de la santé publique (Ordonnance sur la radioprotection art. 104 à 106). Ce dernier élabore chaque année un programme de prélèvements et de mesures en collaboration avec d'autres instances fédérales. Il coordonne ce programme de surveillance auquel participent également divers laboratoires de la Confédération, des cantons et des instituts universitaires. Les contrôles portent sur l'air, les précipitations, les végétaux, les sols, les milieux aquatiques, la chaîne alimentaire, l'exposition aux rayonnements externes, la radioactivité dans le corps humain ainsi que le radon à l'intérieur des maisons. L'objectif des mesures consiste à s'assurer que la population soit préservée de toute irradiation inadmissible. L'OFSP a également pour mandat de collecter les données, de les évaluer et de les publier. Le présent rapport rend ainsi compte de l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre du programme national de surveillance de la radioactivité ainsi que des doses de rayonnements auxquelles a été soumise la population suisse en 2009. La surveillance se réfère aux valeurs limites d'impact et de doses de l'ordonnance sur la radioprotection (OraP) et, pour les denrées alimentaires, à celles de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Le respect de ces valeurs limites permet de garantir, en l'état actuel des connaissances, un risque minimum pour la santé de la population.

La radioactivité d'origine naturelle ou artificielle mesurée dans l'environnement varie d'une région à l'autre: ces différences sont d'une part liées aux caractéristiques géologiques et d'autre part aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques ou de celles de l'accident de Tchernobyl. Concernant ce dernier, notons que même si des traces de <sup>137</sup>Césium sont toujours mesurables dans les différents compartiments de l'environnement, notamment au Tessin, région de Suisse la plus touchée, elles sont en constante diminution depuis 1986. A l'exception d'un échantillon de champignons, aucun dépassement des valeurs limites n'a ainsi été enregistré pour ce radioisotope dans les denrées alimentaires au cours de l'année sous revue. Le programme de surveillance ne se limite pas à la mesure du <sup>137</sup>Césium ni au suivi des anciennes contaminations. Des programmes spécifiques sont mis en place au voisinage des centrales nucléaires, des centres de recherche et des entreprises qui utilisent des matières

radioactives afin d'évaluer l'influence de ces installations sur l'environnement et la population avoisinante. Des traces de <sup>14</sup>Carbone ou des valeurs légèrement accrues de tritium ont ainsi été enregistrées en 2009 au voisinage de certaines installations nucléaires ou entreprises. Notons que les rejets à l'origine de la présence de ces radionucléides dans l'environnement sont restés nettement inférieurs aux limites réglementaires. Les mesures supplémentaires mises en œuvre ont d'ailleurs confirmé que les niveaux de radioactivité présents dans l'environnement étaient sans conséquence radiologique pour la santé de la population avoisinante.

En 2009, la dose annuelle moyenne reçue par la population suisse avoisine les 5.5 mSv. Cette augmentation notable par rapport aux années précédentes résulte de la nouvelle estimation du risque de cancer du poumon lié à l'exposition au radon dans les lieux d'habitation et de travail. Avec le doublement de la dose due au radon, cette contribution représente aujourd'hui près de deux tiers de la dose totale. Les sources qu'il est impossible d'influencer (rayonnement terrestre et cosmique, radionucléides dans le corps) contribuent à cette dose annuelle à hauteur de 1.1 mSv environ, une valeur pratiquement inchangée. La dose induite par l'utilisation de rayonnements ionisants dans le radiodiagnostic médical est du même ordre de grandeur (cette contribution n'est toutefois pas traitée en détails dans ce rapport). La dose attribuable à l'ensemble des autres sources artificielles (retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl, installations nucléaires, industries, etc.) est plus petite ou égale à 0.1 mSv/an. Les centrales nucléaires y contribuent à moins de 1%.

En conclusion, les résultats de la surveillance ont montré que, mis à part les valeurs accrues de radon dans certaines habitations, les limites de dose ont été respectées en 2009 et que la population suisse n'a pas été exposée à des doses d'irradiation pouvant présenter un risque important pour la santé.

Nous remercions tous les offices et tous les laboratoires pour leur précieuse collaboration au programme de mesure ainsi qu'à l'élaboration de ce rapport.

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

(\*) Adresse Internet du rapport annuel 2009 et des versions précédentes:  
<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02239/index.html?lang=fr>

# Vorwort

Die Umweltradioaktivität wird in der Schweiz seit 1956 kontinuierlich überwacht. Die Erhöhung der Radioaktivität durch die oberirdischen Atomwaffenversuche der damaligen Zeit veranlassten die Behörden, ein Netzwerk für Kontrollmessungen aufzubauen. Seit 1986 ist die Überwachung der ionisierenden Strahlung sowie der Radioaktivität in Umwelt und Lebensmitteln ein gesetzlich verankerter Auftrag des BAG (Strahlenschutzverordnung Art. 104 – 106).

Deshalb erstellt das BAG – in Zusammenarbeit mit Partnern aus der Bundesverwaltung, den Kantonen und Universitäten – jährlich ein Probenahme- und Messprogramm. Auf radioaktive Elemente untersucht werden Luft, Niederschlag, Pflanzen, Boden, Gewässer und Nahrungsmittel. Ebenso erfasst werden die externe Strahlung, radioaktive Nuklide im menschlichen Körper und Radon in Wohnhäusern. Mit dieser Überwachung soll die Bevölkerung vor unzulässiger erhöhter ionisierender Strahlung geschützt und die Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften kontrolliert werden. Der Auftrag des BAG umfasst auch das Sammeln, Interpretieren und Publizieren der erhobenen Daten. Der vorliegende Bericht stellt die Ergebnisse und Erkenntnisse aus dem nationalen Radioaktivitätsüberwachungsprogramm für das Jahr 2009 vor. Die Beurteilung der gemessenen Radioaktivität orientiert sich an den Grenz-, Toleranz- und Richtwerten der Strahlenschutzverordnung (StSV) sowie der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) für Lebensmittel. Bei Einhaltung dieser Grenzwerte kann nach heutigem Wissensstand ein erhöhtes Risiko für die Gesundheit der Bevölkerung ausgeschlossen werden.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umweltradioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie, d.h. die Art der Gesteine im Untergrund, beeinflusst. Aber auch der Eintrag von künstlicher Radioaktivität als Folge der Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl war nicht homogen über das Land verteilt. Radioaktives Cäsium-137 aus Tschernobyl fiel beispielsweise vornehmlich im Tessin aus und ist dort heute noch in vielen Proben messbar. Die gemessenen Konzentrationen sind aber seit 1986 stetig abnehmend. So sind im Berichtsjahr mit der Ausnahme einer Pilzprobe keine Überschreitungen von Grenzwerten für dieses Radioisotop aufgetreten. Die Messungen des Kontaminationsverlaufs sind nur ein Punkt der Überwachung. Der Einfluss von Kernkraftwerken so-

wie von Industrie und Forschungsanstalten, die mit radioaktiven Stoffen arbeiten, wird in speziellen Programmen kontrolliert. Dabei konnten im Berichtsjahr unter anderem Spuren von Kohlenstoff-14 und erhöhte Tritiumkonzentrationen in der Umgebung von Kernkraftwerken und Tritium verarbeitender Industrie nachgewiesen werden. Die Abgaben, die zu diesen erhöhten Werten führten, lagen aber klar innerhalb der erlaubten Limiten und führten zu keiner Überschreitung von Immissionsgrenzwerten. Somit kann auch eine zusätzliche Strahlenbelastung der örtlichen Bevölkerung ausgeschlossen werden. Die Befunde können jedoch als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungstätigkeit gedeutet werden.

Für das Jahr 2009 beträgt die durchschnittliche jährliche Strahlendosis der schweizerischen Bevölkerung rund 5.5 mSv. Diese beträchtliche Erhöhung gegenüber dem Vorjahr resultiert aus der Neueinschätzung des Lungenkrebsrisikos aufgrund der Radonexposition in Wohn- und Arbeitsräumen. Die neu verdoppelte Dosis durch Radon macht beinahe zwei Drittel der Gesamtdosis aus. Der Beitrag aus Quellen, die nicht beeinflusst werden können (terrestrische und kosmische Strahlung, Radionuklide im Körper) ist unverändert bei etwa 1.1 mSv geblieben. Ähnlich gross ist die Belastung durch die Anwendung von ionisierenden Strahlen in der medizinischen Diagnostik (diese sind aber im vorliegenden Bericht nicht im Detail erfasst). Die Strahlenbelastung durch künstliche Radionuklide in der Umwelt sowie durch Strahlung in der Umgebung von Kernkraftwerken, Forschungsanstalten und Industrie summieren sich auf höchstens 0.1 mSv. Davon ist den Kernkraftwerken weniger als 1% zuzurechnen. Die Resultate der Überwachung 2009 zeigen, dass in den untersuchten Bereichen mit Ausnahme einzelner Radonwerte keine Überschreitungen von Dosisgrenzwerten aufgetreten sind.

Wir danken allen beteiligten Stellen und Labors für ihre wertvolle Mithilfe bei der Durchführung des Messprogrammes und bei der Redaktion des vorliegenden Berichtes.

Dr. Sybille Estier  
Bundesamt für Gesundheit  
Direktionsbereich Verbraucherschutz  
Abteilung Strahlenschutz

# Inhaltverzeichnis - Sommaire



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

|                                                    |           |
|----------------------------------------------------|-----------|
| <b>1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung</b>      | <b>14</b> |
| Aufgaben                                           | 14        |
| Tätigkeiten und Ergebnisse                         | 15        |
| Beurteilung                                        | 19        |
| <b>1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé</b> | <b>20</b> |
| Tâches                                             | 20        |
| Activités et résultats                             | 21        |
| Evaluation                                         | 25        |



## 2 Strahlendosen - Doses de rayonnements

|                                  |           |
|----------------------------------|-----------|
| <b>2.1 Strahlendosen</b>         | <b>28</b> |
| Aufgaben                         | 28        |
| Tätigkeiten und Ergebnisse       | 29        |
| Beurteilung                      | 30        |
| <b>2.2 Doses de rayonnements</b> | <b>31</b> |
| Tâches                           | 31        |
| Activités et résultats           | 32        |
| Evaluation                       | 34        |



## 3 Externe Strahlung - Rayonnement externe

|                                                                         |           |
|-------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>3.1 Mesures in situ et exposition externe</b>                        | <b>36</b> |
| Résumé                                                                  | 36        |
| Introduction                                                            | 36        |
| Méthodologie in situ                                                    | 37        |
| Résultats in situ 2009                                                  | 38        |
| Conclusions                                                             | 39        |
| <b>3.2 Exercice in situ 2009 : Mesures en altitude</b>                  | <b>40</b> |
| Résumé                                                                  | 40        |
| Détermination du débit d'équivalent de dose ambiant                     | 41        |
| Mesures durant le trajet entre Grindelwald et Jungfrauoch               | 41        |
| Mesures sur le glacier                                                  | 41        |
| Acquisition de spectre gamma par spectrométrie in situ                  | 42        |
| Conclusions                                                             | 43        |
| <b>3.3 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM</b> | <b>44</b> |
| Zusammenfassung                                                         | 44        |
| Übersicht                                                               | 45        |
| Jahresmittelwerte und Erfahrungswerte 2009                              | 46        |
| Eine detailliertere Analyse für die Station Disentis                    | 51        |

# Inhaltverzeichnis - Sommaire

|                                         |           |
|-----------------------------------------|-----------|
| <b>3.4 Aeroradiometrische Messungen</b> | <b>51</b> |
| Zusammenfassung                         | 51        |
| Einleitung                              | 51        |
| Messungen und Messresultate 2009        | 51        |



## 4 Umwelt- Environnement

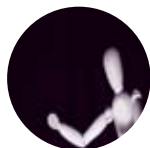
|                                                                                                                                                 |           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets</b> | <b>54</b> |
| Résumé                                                                                                                                          | 54        |
| Air                                                                                                                                             | 54        |
| RADAIR Réseau automatique de surveillance de l'air                                                                                              | 55        |
| Précipitations                                                                                                                                  | 58        |
| Rivières                                                                                                                                        | 59        |
| Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération                                                               | 60        |
| <b>4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen</b>                                                                        | <b>61</b> |
| Zusammenfassung                                                                                                                                 | 61        |
| Vorgeschichte                                                                                                                                   | 61        |
| Sammlung und Messung der Proben                                                                                                                 | 62        |
| <b>4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen</b>                                                                                               | <b>64</b> |
| Zusammenfassung                                                                                                                                 | 64        |
| Ziele                                                                                                                                           | 64        |
| Methoden                                                                                                                                        | 64        |
| Kernanlagen                                                                                                                                     | 65        |
| Andere Betriebe                                                                                                                                 | 70        |
| <b>4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe</b>                                                                                                   | <b>73</b> |
| Résumé                                                                                                                                          | 73        |
| Introduction                                                                                                                                    | 73        |
| Résultats et discussion                                                                                                                         | 74        |
| Conclusions                                                                                                                                     | 74        |
| <b>4.5 Quell- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien</b>                                                                               | <b>77</b> |
| Zusammenfassung                                                                                                                                 | 77        |
| Messungen von Radioisotopen im Grundwasser bei MuttENZ                                                                                          | 77        |



## 5 Lebensmittel - Denrées alimentaires

|                                          |           |
|------------------------------------------|-----------|
| <b>5 Radioaktivität in Lebensmitteln</b> | <b>80</b> |
| Zusammenfassung                          | 80        |
| Messprogramm                             | 80        |
| Ergebnisse der Überwachung               | 81        |
| Bewertung und Interpretation             | 84        |

# Inhaltverzeichnis - Sommaire



## 6 Radioaktivität im Menschen - Radioactivité dans le corps humain

|                                                                                          |           |
|------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2009</b>                                   | <b>86</b> |
| Zusammenfassung                                                                          | 86        |
| Ziel der Messungen                                                                       | 86        |
| Messmethode                                                                              | 86        |
| Ergebnisse und Interpretation der $^{137}\text{Cs}$ -Messungen                           | 87        |
| $^{40}\text{K}$ -Gehalt des Körpers                                                      | 87        |
| <b>6.2 Mesure de <math>^{90}\text{Sr}</math> dans les vertèbres et les dents de lait</b> | <b>88</b> |
| Résumé                                                                                   | 88        |
| Introduction                                                                             | 88        |
| Résultats et discussion                                                                  | 89        |



## 7 Messung von Spezialnukliden - Mesures de nucléides spéciaux

|                                                                         |            |
|-------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>7.1 Tritium, Kohlenstoff-14, Argon-37 und Krypton-85</b>             | <b>92</b>  |
| Zusammenfassung                                                         | 92         |
| Kohlenstoff-14                                                          | 92         |
| Kernkraftwerk Leibstadt                                                 | 94         |
| Kernkraftwerk Gösgen                                                    | 94         |
| Kernkraftwerk Mühleberg                                                 | 95         |
| Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau | 95         |
| Messungen in der Region Basel Stadt                                     | 96         |
| Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)                                       | 98         |
| Krypton-85 ( $^{85}\text{Kr}$ )                                         | 99         |
| Argon-37 ( $^{37}\text{Ar}$ )                                           | 99         |
| Tritium ( $^3\text{H}$ )                                                | 100        |
| <b>7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement</b>     | <b>103</b> |
| Résumé                                                                  | 103        |
| Introduction                                                            | 104        |
| Méthode de séparation chimique                                          | 104        |
| Résultats                                                               | 105        |
| Conclusions                                                             | 108        |

# Inhaltverzeichnis - Sommaire



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

|                                                                                                            |            |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>8.1 Emissionen aus den Kernanlagen</b>                                                                  | <b>111</b> |
| <b>8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen</b>                                 | <b>120</b> |
| <b>8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)</b> | <b>121</b> |
| Zusammenfassung                                                                                            | 121        |
| Übersicht                                                                                                  | 121        |
| Systeminstandhaltung und –ergänzung                                                                        | 122        |
| Systemverfügbarkeit und Störungen                                                                          | 123        |
| Qualitätssicherung                                                                                         | 123        |
| Messergebnisse                                                                                             | 124        |
| <b>8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)</b>                                               | <b>126</b> |
| Zusammenfassung                                                                                            | 126        |
| Einleitung                                                                                                 | 126        |
| Radiochemische Trennmethoden                                                                               | 127        |
| Resultate und Diskussion                                                                                   | 127        |
| <b>8.5 Les installations nucléaires et l'environnement</b>                                                 | <b>128</b> |
| Résumé                                                                                                     | 128        |
| Introduction                                                                                               | 128        |
| Résultats                                                                                                  | 129        |
| Conclusions                                                                                                | 133        |
| <b>8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)</b>                                                            | <b>134</b> |
| Résumé                                                                                                     | 134        |
| Programme de surveillance de l'OFSP                                                                        | 134        |
| Mesures de l'exposition ambiante                                                                           | 135        |
| Mesures dans le milieu atmosphérique                                                                       | 135        |
| Mesures dans le milieu terrestre                                                                           | 136        |
| Mesures dans le milieu aquatique                                                                           | 137        |
| Conclusions                                                                                                | 138        |
| <b>8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)</b>                                                  | <b>139</b> |
| Synthèse                                                                                                   | 139        |
| Objets de la surveillance                                                                                  | 140        |
| Contrôle des émissions                                                                                     | 140        |
| Contrôle des immissions                                                                                    | 141        |
| Conclusions                                                                                                | 143        |

# Inhaltverzeichnis - Sommaire



## 9 Industrien und Spitäler - Industries et hôpitaux

|                                            |            |
|--------------------------------------------|------------|
| <b>9.1 Emissionen der Betriebe</b>         | <b>146</b> |
| Zusammenfassung                            | 146        |
| <b>9.2 Emissionen der Spitäler</b>         | <b>149</b> |
| Zusammenfassung                            | 149        |
| Ausgangslage                               | 149        |
| Therapeutische Anwendung von Radionukliden | 149        |
| Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser    | 149        |



## 10 Radon

|                                                                                                                              |            |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>10.1 Radon</b>                                                                                                            | <b>154</b> |
| Einführung                                                                                                                   | 154        |
| Messungen und Kartierung                                                                                                     | 155        |
| Bauliche Vorschriften                                                                                                        | 156        |
| Sanierungsprogramme                                                                                                          | 156        |
| Ausbildung                                                                                                                   | 157        |
| Kommunikation                                                                                                                | 157        |
| Schlussfolgerungen                                                                                                           | 158        |
| <b>10.2 Radon</b>                                                                                                            | <b>159</b> |
| Introduction                                                                                                                 | 159        |
| Mesures et cartographie                                                                                                      | 160        |
| Prescription de construction                                                                                                 | 161        |
| Programmes d'assainissement                                                                                                  | 161        |
| Formation                                                                                                                    | 162        |
| Communication                                                                                                                | 162        |
| Conclusion                                                                                                                   | 162        |
| <b>10.3 Begründung für die Erhöhung der mittleren Dosis im Zusammenhang mit der Radonbelastung der Schweizer Bevölkerung</b> | <b>163</b> |
| <b>10.4 Justification de l'augmentation de la dose moyenne associée à l'exposition de la population suisse au radon</b>      | <b>165</b> |

# Inhaltverzeichnis - Sommaire



## Anhänge - Annexes

|                                                                                                                              |            |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>Anhänge</b>                                                                                                               | <b>167</b> |
| <b>Annexes</b>                                                                                                               | <b>167</b> |
| 1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants                                             | 168        |
| 2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux                                                                           | 169        |
| 3. Das Messprogramm im Überblick                                                                                             | 170        |
| 4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren                                                                                 | 171        |
| 5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg | 171        |
| 6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung                                                                   | 172        |
| 7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification                                                              | 173        |

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 1

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

|                                                    |           |
|----------------------------------------------------|-----------|
| <b>1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung</b>      | <b>14</b> |
| Aufgaben                                           | 14        |
| Tätigkeiten und Ergebnisse                         | 15        |
| Beurteilung                                        | 19        |
| <b>1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé</b> | <b>20</b> |
| Tâches                                             | 20        |
| Activités et résultats                             | 21        |
| Evaluation                                         | 25        |



## 1.1

# Umweltüberwachung: Zusammenfassung

**S. Estier, P. Steinmann**

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

### Aufgaben

#### Überwachung der Umweltradioaktivität

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

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

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

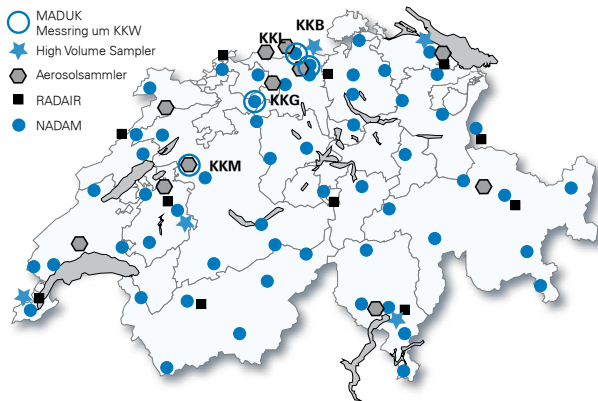
Um allen diesen Zielen nachzukommen, erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm in Zusammenarbeit mit dem ENSI, der Suva und den Kantonen. Es koordiniert dieses Überwachungsprogramm, an dem auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute beteiligt sind. Die Liste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

#### Messprogramm (siehe Anhänge 3 und 4)

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

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

Automatische Messnetze (Figur 1) erfassen die Dosisleistung im ganzen Land (NADAM = Alarm- und Messnetz zur Bestimmung der Dosisleistung), in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK = Messnetz in der Umgebung der Kernanlagen zur Bestimmung der Dosisleistung) sowie die Radioaktivität der Aerosole (RADAIR = Messnetz zur Bestimmung der Radioaktivität in der Luft). Von Aerosolen,



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

Niederschlägen und Flusswasser werden kontinuierlich Proben entnommen, die Überwachung von Sedimenten, Erdproben, Gras, Milch und Lebensmitteln (inklusive Importe) erfolgt stichprobenweise. Die Daten werden in einer nationalen Datenbank beim BAG erfasst. Eine Auswahl der Ergebnisse ist auf dem Internet verfügbar unter [www.str-rad.ch](http://www.str-rad.ch). Die Messprogramme sind vergleichbar mit denjenigen unserer Nachbarländer. Die Methoden für die Probenentnahme und die Messprogramme entsprechen dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik. Die Qualitätskontrolle erfolgt durch eine regelmässige Teilnahme der Laboratorien an nationalen und internationalen Vergleichsmessungen.

## Tätigkeiten und Ergebnisse

### Überwachung in der Umgebung von Kernanlagen

Bei den Kernkraftwerken werden die Grenzwerte für die Emissionen radioaktiver Stoffe durch die Bewilligungsbehörde so festgelegt, dass niemand, der in der Umgebung wohnt, eine Dosis von mehr als 0.3 mSv pro Jahr erhalten kann (einschliesslich direkte Strahlung). Der Betreiber muss seine Emissionen erfassen und dem ENSI mitteilen. Die den Behörden gemeldeten Abgaben werden regelmässig durch parallele Messungen von Betreibern, ENSI und BAG an Aerosol- und Iodfiltern sowie Abwasserproben überprüft. Die verschiedenen Kontrollen haben bestätigt, dass die schweizerischen Kernkraftwerke die Jahres- und Kurzzeitabgabegrenzwerte 2009 eingehalten haben.

Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2009 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt. Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren

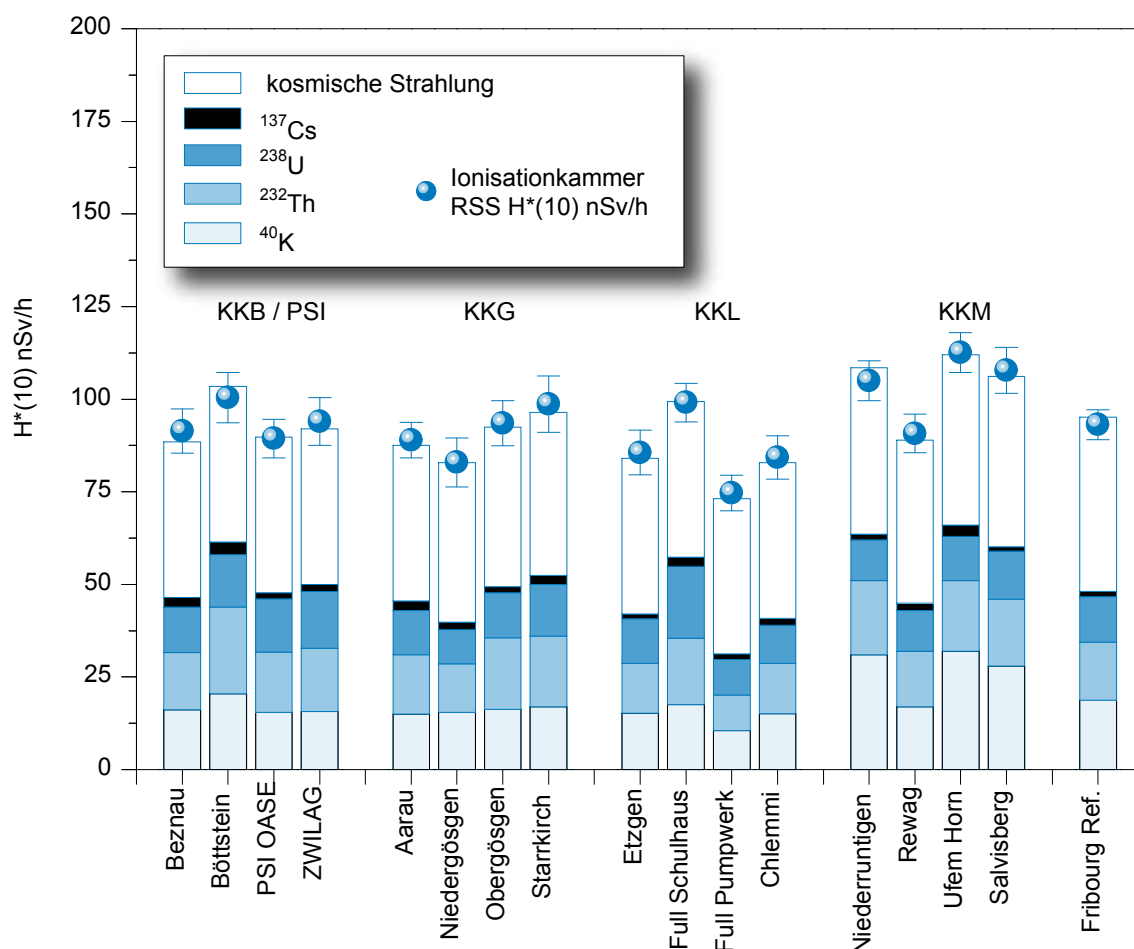
der Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für  $^{14}\text{C}$  im Laub (maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation von rund 110 Promille in der Umgebung des Kernkraftwerks Leibstadt). Zur Orientierung: Eine zusätzliche  $^{14}\text{C}$ -Aktivität von 100 Promille in den Lebensmitteln würde zu einer zusätzlichen jährlichen Dosis von einem Mikrosievert führen. In den Flüssen sind die Auswirkungen der flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke namentlich im Fall der Kobalt-Isotope sowie beim  $^{54}\text{Mn}$  in Wasser und Sedimenten messbar. Leicht erhöhte Tritium-Werte im Bereich von 5 bis 10 Bq pro Liter ergaben sich sporadisch in der Aare und im Rhein. Spuren von  $^{60}\text{Co}$  wurden in einer Grasprobe, die in der Umgebung des Kernkraftwerks Mühleberg entnommen wurde, nachgewiesen (Aktivität von  $0.7 \pm 0.2$  Bq pro Kilo Frischmasse). Wie in Figur 2 ersichtlich, wurde dieses Isotop jedoch weder bei Laboranalysen von Bodenproben noch bei In-situ Gammasspektrometrie-Messungen in der Umgebung des Kernkraftwerks Mühleberg gefunden. Die zusätzlich bei einem Dutzend weiteren Grasproben desselben Sektors durchgeführten Analysen haben bestätigt, dass es sich um eine minimale und räumlich begrenzte Ablagerung handelt, die von früheren Kontaminationen stammt. Die Messungen zur Radioaktivität in den Lebensmitteln zeigten keinen Einfluss der Kernkraftwerke.

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

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

### Überwachung der Forschungszentren

Was das CERN betrifft, hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen durch die Sicherheitskommission des CERN gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2009 ebenfalls deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten lagen. Dies bestätigt auch das unabhängige Überwachungsprogramm des BAG, das in der Umgebung des Forschungszentrums


**Figur 2:**

Beiträge zur Ortsdosis ( $H^*(10)$ ) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2009 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie in Freiburg gemessen wurden. Diese Beiträge wurden ausgehend von Messungen durch In-situ-Gammaspektrometrie berechnet. Ausserdem ist das Ergebnis der direkten Messung der Gesamtdosis mit Hilfe einer Ionisationskammer dargestellt. Damit lässt sich die Zuverlässigkeit der Methode abschätzen.

durchgeführt wurde. Die Messergebnisse zeigten vereinzelt Spuren der Radionuklide  $^{24}\text{Na}$  und  $^{131}\text{I}$  in der Luft, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden. Die Strahlenbelastung durch das CERN ist für die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung nach wie vor gering, da die maximalen Aktivitäten der Radionuklide, die auf die Tätigkeit des CERN zurückzuführen sind, weniger als 1 Prozent des in der Schweiz geltenden Immissionsgrenzwerts erreichen.

### Tritium aus der Industrie

Auch Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. Tritium ist in der Schweiz das am häufigsten industriell verwendete Radionuklid. In gewissen Unternehmen wird zum Beispiel Tritium zur Herstellung von Tritiumgas-Leuchtquellen oder von radioaktiven Markern für die Forschung verwendet. Die Produktion von Tritium-Leuchtfarbe für die Uhrenindustrie wurde 2008 dagegen eingestellt. Gelegentlich kommen weitere Radionuklide zum Einsatz, aber nur in sehr geringen Mengen. Diese

Unternehmen sind ebenfalls verpflichtet, ihre Emissionen der Aufsichtsbehörde zu melden. In den letzten Jahren erreichten diese Abgaben 10 bis 30% der Grenzwerte. Das BAG führt ein spezifisches Überwachungsprogramm zur Kontrolle der Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe durch. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer.

In der Nahumgebung von Betrieben, die Tritium verarbeiten, wurde 2009 für dieses Radionuklid eine maximale Konzentration von 3'000 Bq pro Liter in den Niederschlagsproben aus der Nähe der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE registriert (zweiwöchentliche Probe, Jahresmittelwert von 760 Bq pro Liter). Dieser Wert entspricht ca. 25% des Immissionsgrenzwertes der Strahlenschutzverordnung für öffentlich zugängliche Gewässer. Die Werte nehmen mit zunehmender Distanz deutlich ab, weshalb die Niederschläge in der weiteren Umgebung lediglich noch einige Bq Tritium pro Liter aufweisen. In der Umgebung der Firma mb-microtec wurden auch

Proben von Milch sowie von verschiedenen Früchten und Gemüse untersucht. Die Analysen ergaben, dass der Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq pro Liter nicht überschritten wurde. Konkret lagen die Tritiumkonzentrationen in den Destillaten der geprüften Produkte in einer Bandbreite von 13 bis 30 Bq pro Liter für Milch (5 Stichproben) und zwischen 13 und 80 Bq pro Liter für Früchte und Gemüse (6 Stichproben).

Seit rund zehn Jahren nahm die Zahl der Tritium-leuchtfarben-setzateliers in der Region von La Chaux-de-Fonds ständig ab und 2008 wurde schliesslich der Betrieb der letzten Setzateliers eingestellt. Die Überwachung der Abwässer der betreffenden Kehr-richtverbrennungs- und Kläranlagen auf Tritium wurde dennoch auch 2009 beibehalten. Die Messergebnisse bestätigten den allgemeinen Trend einer ständigen Abnahme.

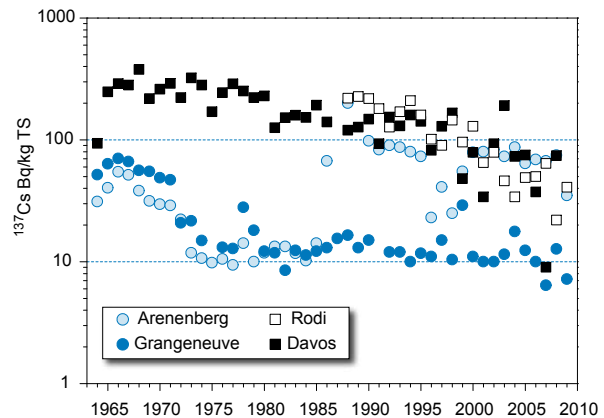
### Emissionen von Radionukliden aus den Spitälern

In Spitälern wird bei der Diagnostik und Behandlung von Schilddrüsenerkrankungen  $^{131}\text{I}$  verwendet, in geringeren Mengen kommen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken auch andere Radionuklide zum Einsatz. Iodtherapie-Patienten, die mit weniger als 200 MBq (1 MegaBq =  $10^6$  Bq) ambulant behandelt wurden, dürfen das Spital nach der Therapie verlassen. Bei über 200 MBq müssen die Patienten mindestens während der ersten 48 Stunden in speziellen Zimmern isoliert werden. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziellen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach Abklingen unter die bewilligten Immissionsgrenzwerte an die Umwelt abgegeben. Nach Art. 102 der Strahlenschutzverordnung darf die Konzentration von  $^{131}\text{I}$  bei der Abgabe in öffentlich zugängliche Gewässer 10 Bq pro Liter nicht übersteigen. Im Rahmen der Umgebungsüberwachung werden wöchentliche Sammelproben von Abwasser aus den Kläranlagen der grösseren Agglomerationen auf  $^{131}\text{I}$  untersucht. Die Messungen haben gezeigt, dass in den Abwasserproben manchmal Spuren von  $^{131}\text{I}$  nachweisbar sind, diese jedoch deutlich unter den Immissionsgrenzwerten gemäss Strahlenschutzverordnung liegen.

### Allgemeine Überwachung:

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

Das automatische Überwachungsnetz für die Radioaktivität der Luft (RADAIR) hat die Aufgabe, bei einer Zunahme der Radioaktivität in der Atmosphäre rasch zu alarmieren. Dank einer guten Wartung funktionierte das Netz 2009 ohne Unterbruch. Parallel zum Warnsystem RADAIR betreibt das BAG ein Netz von Hoch-Volumen-Aerosolsammlern zur Bestimmung der effektiven Radioaktivitätswerte in der Luft. Die Ergebnisse dieser Messungen sind



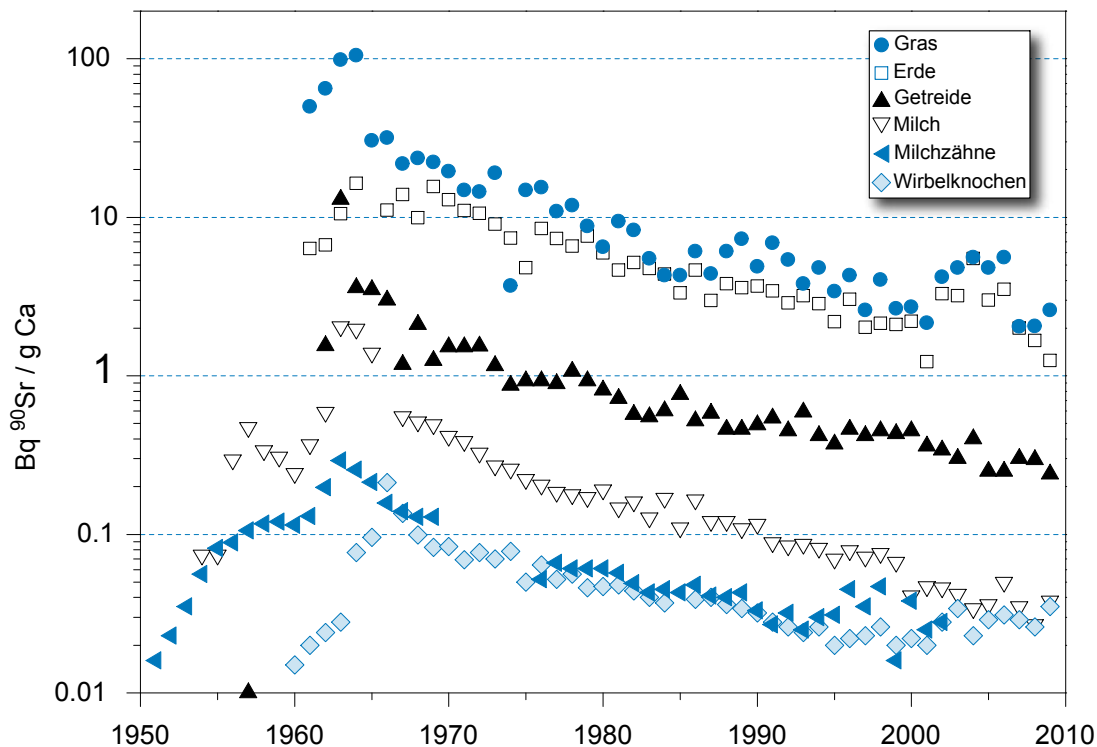
**Figur 3:**

$^{137}\text{Cs}$  (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2009).

auf dem Internet verfügbar ([www.str-rad.ch](http://www.str-rad.ch)) und zeigen, dass die Radioaktivität der Luft vorwiegend auf natürliche Radionuklide zurückgeht, namentlich auf  $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  sowie weitere Folgeprodukte der natürlichen Uran-Zerfallsreihe (Radon-Zerfallprodukte). Bei den Niederschlägen ist die Radioaktivität hauptsächlich auf  $^7\text{Be}$  und Tritium – beides Produkte der kosmischen Strahlung – zurückzuführen. In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel wenige Bq pro Liter.

Auch beim Erdboden, einem guten Integrator für sämtliche Ablagerungen aus der Luft, dominieren die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen und das Kalium-40. Die künstlichen Isotope zeigen regionale Unterschiede, die mit der unterschiedlichen Ablagerung aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Tschernobyl-Reaktorunfall zusammenhängen. In den Alpen und Südalpen sind die Werte von  $^{137}\text{Cs}$  (siehe Figur 3) und  $^{90}\text{Sr}$  immer noch etwas höher als im Mittelland. Künstliche Alphastrahler wie  $^{239}\text{Pu}$  und  $^{240}\text{Pu}$  sowie  $^{241}\text{Am}$  treten im Erdboden nur in sehr geringen Spuren auf.

Auch in Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche  $^{40}\text{K}$ . Künstliche Radionuklide wie  $^{137}\text{Cs}$  oder  $^{90}\text{Sr}$  (siehe Figur 4), die von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden, sind im Gras nur noch in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie im Boden. Die Getreideproben zeigten keine nennenswerten Aktivitäten. Bei der Kuhmilch lag der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt meist unter der Nachweisgrenze; eine Überschreitung des bei 10 Bq pro Liter festgelegten Toleranzwerts dieses Radionuklids für Milch wurde aber dennoch festgestellt. Die entsprechende Probe wurde in den Tessiner Alpen erhoben, das heisst in dem Gebiet der Schweiz, das vom radioaktiven Niederschlag nach dem Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffen war.



**Figur 4:**  
*<sup>90</sup>Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2009 entnommenen Proben.*

<sup>137</sup>Cs-Konzentrationen, die wenig über 10 Bq/kg lagen, wurden auch in einigen Honigproben aus dem Tessin (Maximum 16 Bq/kg) und aus Österreich (Import; Maximum 50 Bq/kg) gemessen. Bei einheimischen und importierten Wildbeeren (Heidelbeeren und andere) wurde der neue Toleranzwert von 100 Bq/kg nicht überschritten. Hingegen zeigten die meisten Wildbeerenproben aus Osteuropa eine <sup>90</sup>Sr Konzentration sehr nahe am Toleranzwert von 1 Bq/kg oder darüber. Gewisse einheimische Pilze wie Röhrlinge und Zigeunerpilze wiesen noch einen erhöhten <sup>137</sup>Cs-Gehalt auf. Eine einheimische Maronenröhrlingsprobe lag mit einer Aktivität von 1'300 Bq/kg gar über dem Grenzwert von 1250 Bq pro kg. Alle gemessenen importierten Pilze lagen unterhalb des Toleranzwertes.

Die erwähnten Überschreitungen von Toleranz- und Grenzwerten sind alle eine Folge der bekannten Umweltbelastungen durch die oberirdischen Atombombentests und den Tschernobyl-Unfall. Wenn 2009 mehr Fälle bekannt wurden als in früheren Jahren, liegt dies vor allem an häufigeren Kontrollen und nicht an einer Erhöhung der radioaktiven Belastung von Lebensmitteln.

### Messungen am menschlichen Körper

Die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung lässt sich durch Ganzkörpermessungen und die Analyse des <sup>90</sup>Sr-Gehalts in Milchzähnen und Wirbelknochen von Menschen bestimmen. Die jährlich durchgeführten Ganzkörpermessungen an Schülerinnen und Schülern in Genf ergaben <sup>137</sup>Cs-Werte, die unter der Nachweisgrenze von 10 Bq lagen. Für das natürliche <sup>40</sup>K hingegen wurden Werte von rund 3'200 Bq bei den Frauen und 4'500 Bq bei den Männern gemessen. Die <sup>90</sup>Sr-Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen lag bei einigen Hundertstel Bq/g Kalzium (Figur 4). Strontium wird vom menschlichen Körper ebenso wie Kalzium in Knochen und Zähnen eingelagert. Die Wirbelknochen werden als Indikator für die Kontamination des Skeletts herangezogen, weil diese Knochen eine besonders ausgeprägte Schwammstruktur aufweisen und rasch Kalzium über das Blutplasma austauschen. An Wirbelknochen von im laufenden Jahr verstorbenen Personen lässt sich das Ausmass der Kontamination der Nahrungskette mit <sup>90</sup>Sr eruieren. Die Milchzähne wiederum bilden sich in den Monaten vor der Geburt und während der Stillphase. Der Strontiumgehalt wird gemessen, wenn der Milchzahn von selbst ausfällt. Er gibt im Nachhinein einen Anhaltspunkt darüber, wie stark die Nahrungskette der Mutter zum Zeitpunkt der Geburt des Kindes kontaminiert war. Die in den Milchzähnen gemessenen Strontiumwerte (Figur 4) sind deshalb nach Geburtsjahr der Kinder aufgeführt. Dies erklärt, weshalb die Kurven zu den Milchzähnen und zur Milch beinahe parallel verlaufen.

## Beurteilung

### **Strahlenrisiko durch künstliche Radioaktivität in der Umwelt klein geblieben**

In der Schweiz lagen 2009 die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aufgrund künstlicher Strahlenquellen wie in den Vorjahren unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko kann daher als klein eingestuft werden.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umwelt-radioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie beeinflusst, aber auch der Anteil der künstlichen Radioaktivität als Folge der Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl war inhomogen über das Land verteilt. Radioaktives  $^{137}\text{Cs}$  aus Tschernobyl wurde beispielsweise vornehmlich im Tessin abgelagert und ist dort heute noch immer in vielen Proben messbar. Zu erhöhten Ablagerungen kam es auch in höheren Lagen des Jurabogens und in Teilen der Nordostschweiz. Die gemessenen Konzentrationen nehmen aber seit 1986 kontinuierlich ab. Dennoch zeigte eine Wildpilzprobe (Maronenröhrling) aus dem Jura - mehr als 20 Jahre nach dem Unfall - eine  $^{137}\text{Cs}$  Konzentration über dem Grenzwert.

Bei der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken sowie von Industriebetrieben und Forschungsanstalten, die mit radioaktiven Stoffen arbeiten, konnten 2009 unter anderem Spuren von  $^{131}\text{I}$  (CERN) sowie erhöhte Konzentrationen von  $^{14}\text{C}$  (Kernkraftwerke) und Tritium (Tritium verarbeitende Industrie) in der Umwelt nachgewiesen werden. Die Abgaben, die zu diesen erhöhten Werten führten, lagen aber klar unterhalb der erlaubten Grenzen und haben keine Überschreitung von Immissionsgrenzwerten verursacht. Damit ist auch die zusätzliche Strahlenbelastung der örtlichen Bevölkerung aufgrund dieser Einrichtungen sehr gering geblieben. Die niedrigen nachgewiesenen Werte künstlicher Radioaktivität können als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungsprogramme gedeutet werden.

## 1.2

# Surveillance de l'environnement: Résumé

**S. Estier, P. Steinmann**

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

### Tâches

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

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

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

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

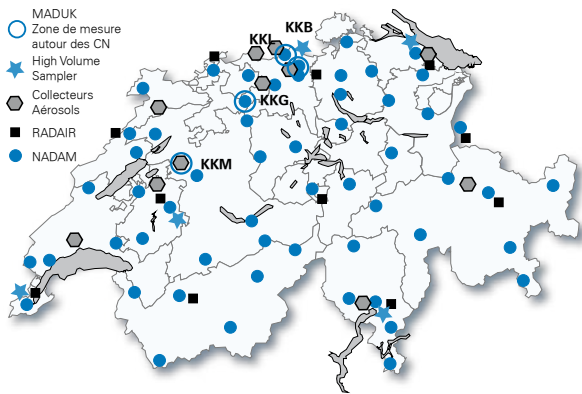
Afin de répondre à l'ensemble de ces objectifs, l'OFSP élabore chaque année un programme de prélèvements d'échantillons et de mesures en collaboration avec l'IFSN, la SUVA et les cantons. Il coordonne ce programme de surveillance, auquel participent également d'autres laboratoires de la Confédération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

#### **Programme de mesures (voir annexes 3 et 4)**

Le programme de surveillance couvre de nombreux compartiments environnementaux, qui vont de l'air aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et souterraines, les eaux potables et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant de mesurer directement la radioactivité déposée sur le sol. Le contrôle en fin de chaîne de contamination est réalisé par des analyses de la radioactivité assimilée dans le corps humain.

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

Des réseaux automatiques de mesure (figure 1) enregistrent le débit de dose ambiant gamma dans tout le pays (réseau automatique NADAM de mesure et d'alarme pour l'irradiation ambiante) et en particulier au voisinage des centrales nucléaires (réseau automatique de surveillance du débit de dose au voisinage des centrales nucléaires, MADUK), ainsi que la radioactivité des aérosols (Réseau



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

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

## Activités et résultats

### Surveillance du voisinage des centrales nucléaires

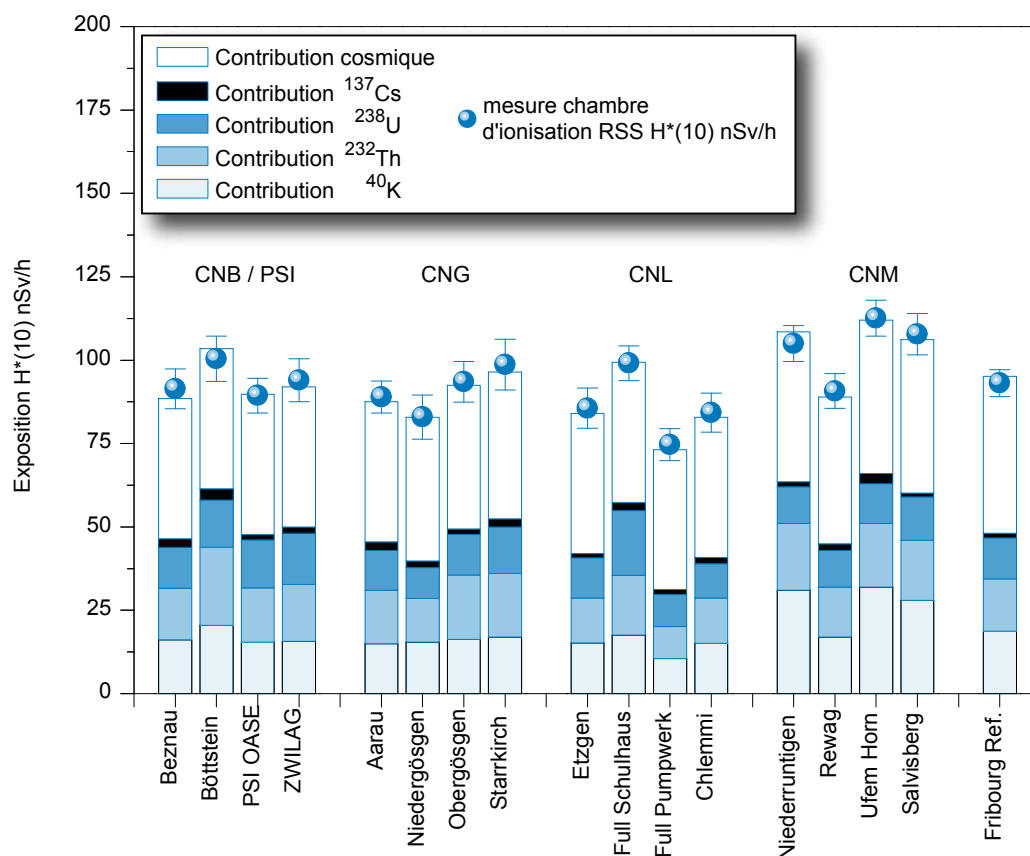
Les valeurs limites pour les émissions des centrales nucléaires sont fixées par l'autorité compétente de telle sorte qu'aucune personne résidant à proximité ne puisse recevoir une dose effective supérieure à 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris). L'exploitant doit mesurer ses émissions et en communiquer le bilan à l'IFSN. Des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur des filtres à aérosols et à iode ainsi que sur des échantillons d'eau en phase de rejet permettent de vérifier régulièrement les valeurs déclarées aux autorités. Les divers contrôles ont confirmé le respect des limites réglementaires par les exploitants en 2009.

Les résultats du programme de surveillance des immissions, coordonné par l'OFSP autour des centrales nucléaires, ont montré que l'impact de ces

dernières sur l'environnement est resté faible en 2009. Les méthodes de mesure mises en œuvre, d'une grande sensibilité, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques, comme des valeurs accrues de  $^{14}\text{C}$  dans les feuillages (augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 110 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt). A titre indicatif, notons qu'une activité supplémentaire de 100 pour mille de  $^{14}\text{C}$  dans les denrées alimentaires induit une dose annuelle supplémentaire de l'ordre de 1 micro-Sv. Dans les rivières, l'impact des rejets liquides des centrales nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt ainsi que pour le  $^{54}\text{Mn}$  dans les eaux et les sédiments. Des valeurs de tritium légèrement accrues, de l'ordre de 5 à 10 Bq/l, ont été mesurées sporadiquement dans l'Aar et le Rhin. Des traces de  $^{60}\text{Co}$  ont été détectées dans un échantillon d'herbe prélevé au voisinage de la centrale de Mühleberg (activité de  $0.7 \pm 0.2$  Bq par kilo de matière fraîche). Cet isotope n'a toutefois pas été mis en évidence dans les échantillons de sol, ni lors des mesures par spectrométrie gamma in situ réalisées au voisinage de la centrale de Mühleberg, comme le montre la figure 2. Les analyses supplémentaires effectuées sur une dizaine d'autres échantillons d'herbe prélevés dans le même secteur ont confirmé qu'il s'agissait d'un dépôt minime et localisé, provenant d'anciennes contaminations. Les mesures de la radioactivité dans les denrées alimentaires n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque influence des centrales nucléaires.

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

Cependant, même si l'exposition de la population attribuable aux rejets des centrales nucléaires conduit à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe d'optimisation demande de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible, afin de répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public.



**Figure 2:**

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ( $H^*(10)$ ) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2009 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'à Fribourg. Ces contributions ont été calculées à partir des mesures de spectrométrie gamma in situ; le résultat de la mesure directe de l'exposition globale à l'aide d'une chambre d'ionisation est également représenté afin d'apprécier la fiabilité de la méthode.

### Surveillance des centres de recherche

Le contrôle des émissions des installations du CERN, effectué par la Commission de sécurité du CERN, a montré que les rejets effectifs se sont situés en 2009 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le programme de surveillance indépendant mis en œuvre par l'OFSP autour du centre de recherche. Les résultats des mesures effectuées ont révélé la présence de traces sporadiques de certains radio-isotopes produits par les accélérateurs du CERN, notamment le  $^{24}\text{Na}$  et l' $^{131}\text{I}$  dans l'air. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est toutefois resté faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au centre de recherche relevées dans l'environnement ont été inférieures à 1% des valeurs limites d'immissions suisses.

### Tritium dans l'industrie

Certaines entreprises industrielles utilisent également des substances radioactives. Le tritium est le radionucléide le plus utilisé dans ce domaine en Suisse. Certaines industries ont par exemple recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de

marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. A noter que la production de peintures luminescentes à base de tritium destinées à l'industrie horlogère a été arrêtée en Suisse en 2008. Ces entreprises sont également tenues de communiquer à l'autorité de surveillance le bilan de leurs émissions. Au cours des dernières années, ces émissions ont atteint entre 10 et 30% des valeurs limites. L'OFSP met en œuvre un programme de surveillance spécifique pour contrôler les immissions autour de ces entreprises. Le tritium est ainsi analysé dans les précipitations, l'humidité de l'air et les eaux superficielles.

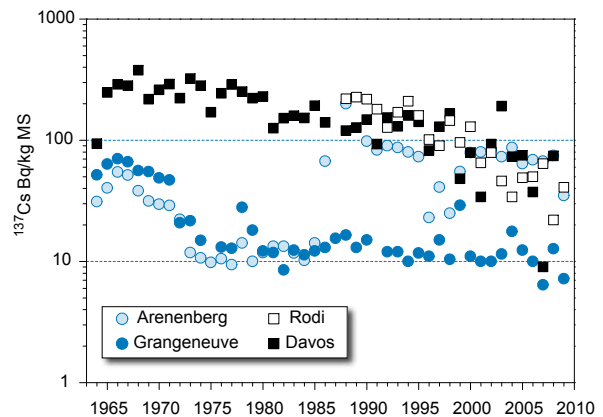
La concentration maximale enregistrée en 2009 dans les précipitations collectées dans les environs d'une entreprise utilisatrice de tritium s'est élevée à env. 3'000 Bq/l (prélèvement bimensuel; valeur annuelle moyenne: 760 Bq/l). Cette valeur, mesurée à Niederwangen/BE, à proximité immédiate de l'entreprise mb-microtec, représente environ 25% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public. Dans un voisinage plus éloigné, les précipitations ne présentent plus que quelques Bq/l de tritium. Des échantillons de lait ainsi que de fruits

et légumes divers ont également été prélevés au voisinage de l'entreprise mb-microtec. Les résultats montrent que la valeur de tolérance pour le tritium, à savoir 1'000 Bq/l, n'a pas été dépassée. En effet, les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont échelonnées entre 13 et 30 Bq/l pour le lait (5 échantillons) et entre 13 et 80 Bq/l pour les fruits et légumes (6 échantillons).

Notons finalement que la diminution progressive du nombre d'ateliers de posage spécialisés dans l'application de peintures luminescentes à base de tritium amorcée dans la région de La Chaux-de-Fonds il y a une dizaine d'années s'est achevée par la disparition totale de cette activité en 2008. La surveillance du tritium dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération et dans les eaux usées de la station d'épuration locale a toutefois été maintenue en 2009. Les résultats de mesure ont confirmé la tendance générale à la baisse.

### Emissions de radionucléides provenant des hôpitaux

Les hôpitaux utilisent de l' $^{131}\text{I}$  pour le diagnostic et le traitement de maladies de la thyroïde, ainsi que d'autres radionucléides en faibles quantités pour des applications diagnostiques et thérapeutiques. Les patients suivant une thérapie à l'iode et ayant reçu moins de 200 MBq (1 méga Bq =  $10^6$  Bq) en ambulatoire peuvent quitter l'hôpital après la thérapie. Les patients ayant reçu plus de 200 MBq doivent être isolés dans des chambres spéciales pendant les premières 48 heures au moins suivant le traitement. Les excréments de ces patients sont collectés dans des cuves de décroissance dédiées au contrôle des eaux usées et ne sont rejetées dans l'environnement qu'après diminution de leur activité en dessous des valeurs limites d'immissions. Selon l'art. 102 de l'ordonnance sur la radioprotection, la concentration d' $^{131}\text{I}$  dans les eaux accessibles au public ne doit pas dépasser 10 Bq/l. Dans le cadre de la surveillance de l'environnement, des échantillons d'eaux usées sont prélevés chaque semaine dans les stations d'épuration des grandes agglomérations et analysés afin de déterminer leur concentration en  $^{131}\text{I}$ . Les résultats des mesures ont montré que même si des traces d' $^{131}\text{I}$  sont parfois détectées, les valeurs se situent nettement en dessous des valeurs limites d'immissions définies dans l'ordonnance sur la radioprotection.

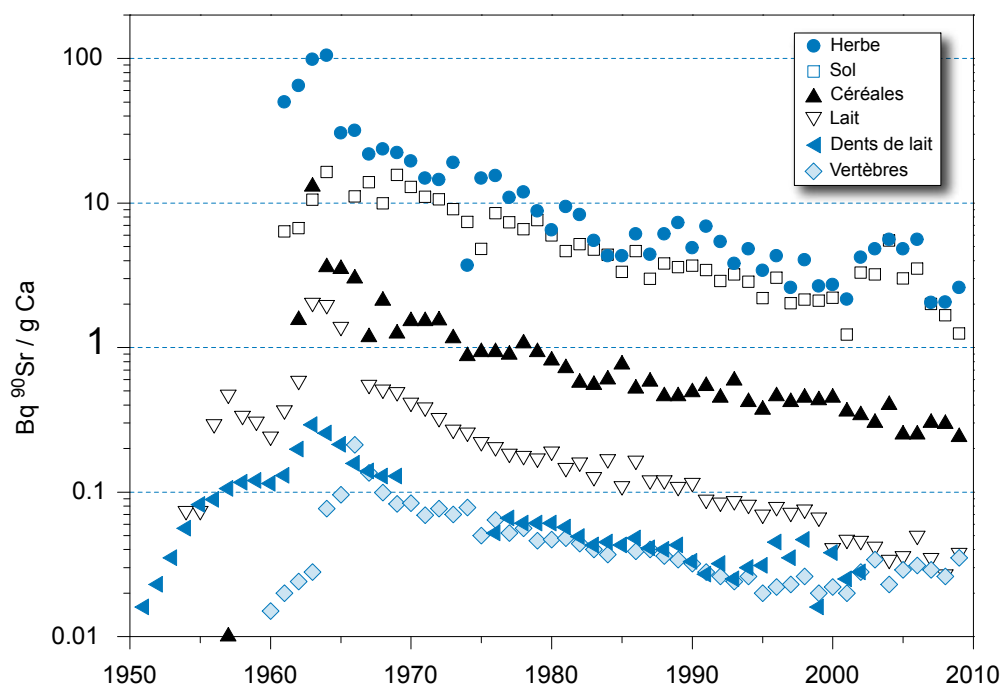


**Figure 3:**  
 $^{137}\text{Cs}$  (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964-2009).

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

Le réseau automatique de détection de la radioactivité dans l'air (RADAIR) a pour fonction de déclencher une alarme très rapidement en cas d'augmentation de la radioactivité. Grâce à une maintenance efficace, il a fonctionné sans interruption en 2009. Parallèlement au réseau d'alerte RADAIR, l'OFSP exploite un réseau de collecteurs d'aérosols à haut débit, afin de déterminer les niveaux réels de radioactivité dans l'air. Les résultats de ces mesures, qui sont disponibles sur Internet ([www.str-rad.ch](http://www.str-rad.ch)), montrent que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels que sont le  $^7\text{Be}$ , le  $^{210}\text{Pb}$ , ainsi que d'autres éléments de la série de désintégration naturelle de l'uranium (produits de filiation du radon). Dans les précipitations, la radioactivité est principalement liée au  $^7\text{Be}$  ainsi qu'au tritium, tous deux produits par le rayonnement cosmique. Dans les rivières, la teneur en tritium est généralement de quelques Bq/l.

Dans le sol, qui constitue un bon intégrateur des dépôts atmosphériques, la radioactivité naturelle est largement prépondérante: on y mesure les éléments des séries de désintégration de l'uranium et du thorium ainsi que le  $^{40}\text{K}$ . Les isotopes artificiels montrent des différences régionales, liées aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Dans les Alpes et le sud des Alpes, les valeurs relevées pour le  $^{137}\text{Cs}$  (voir fig. 3) et le  $^{90}\text{Sr}$  sont toujours légèrement supérieures à celles du Plateau. Quant aux émetteurs alpha artificiels, comme le  $^{239}\text{Pu}$  et le  $^{240}\text{Pu}$  et l' $^{241}\text{Am}$ , il n'en subsiste que d'infimes traces dans le sol.



**Figure 4:**  
<sup>90</sup>Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2009.

Dans l'herbe et les denrées alimentaires, c'est aussi le <sup>40</sup>K naturel qui domine. Les radionucléides artificiels comme le <sup>137</sup>Cs ou le <sup>90</sup>Sr (voir figure 4), qui sont absorbés par les plantes à travers leurs racines, ne sont décelables dans l'herbe que sous forme de traces. Leur répartition régionale est similaire à celle enregistrée pour le sol. Les échantillons de céréales n'ont pas présenté d'activité significative. Dans le lait de vache, la teneur en <sup>137</sup>Cs est généralement restée inférieure à la limite de détection; un dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 10 Bq/l pour ce radionucléide dans le lait, a toutefois été enregistré dans un échantillon prélevé dans les alpes tessinoises. Rappelons que cette région a été l'une des plus touchées de Suisse par les retombées radioactives qui ont suivi l'accident de Tchernobyl. Notons que des valeurs légèrement supérieures à 10 Bq/kg pour le <sup>137</sup>Cs ont également été enregistrées dans des échantillons de miel en provenance du Tessin (maximum 16 Bq/kg) ou d'Autriche (maximum 50 Bq/kg).

Dans les myrtilles et autres baies sauvages indigènes ou importées, la nouvelle valeur de tolérance pour le <sup>137</sup>Cs, fixée à 100 Bq/kg, n'a jamais été dépassée. Par contre, la majorité des échantillons en provenance d'Europe de l'Est analysés présentaient des teneurs en <sup>90</sup>Sr très proches ou dépassant la valeur de tolérance fixée à 1 Bq/kg pour ce radionucléide.

Certains champignons sauvages indigènes, notamment les pholiotas ridés et les bolets bays, présentent toujours des valeurs accrues de <sup>137</sup>Cs. Avec une activité de 1'300 Bq/kg, c'est d'ailleurs dans un échantillon de bolets bays que le seul dépassement de la valeur limite de 1'250 Bq/kg a été enregistré en 2009 pour les champignons indigènes. Aucun dépassement des valeurs de tolérance n'a été mis en évidence dans les champignons importés.

Les quelques dépassements des valeurs limites et de tolérance constatés en Suisse dans les denrées alimentaires (indigènes ou importés) sont tous liés à d'anciennes contaminations. Le fait qu'ils soient plus nombreux en 2009 qu'au cours des années précédentes reflète ainsi une intensification des contrôles et non une augmentation des niveaux moyens de radioactivité artificielle dans l'alimentation.

### Radioactivité assimilée par le corps humain

L'assimilation de radionucléides par l'intermédiaire de la nourriture peut être recensée par des mesures au corps entier et par des analyses de la teneur en <sup>90</sup>Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines. Des mesures au corps entier réalisées sur des collégiens de Genève ont montré des valeurs de <sup>137</sup>Cs inférieures à la limite de détection de 10 Bq. Le <sup>40</sup>K naturel atteint en revanche environ 3'200 Bq

chez les femmes et 4'500 Bq chez les hommes. La teneur en  $^{90}\text{Sr}$  dans les vertèbres et les dents de lait était de quelques centièmes de Bq/g de calcium (figure 4). Le strontium est assimilé par le corps humain comme le calcium dans les os et les dents. Les vertèbres sont choisies comme indicateur de la contamination du squelette car ce sont des os particulièrement spongieux, échangeant rapidement le calcium avec le plasma sanguin. Le prélèvement de vertèbres sur des personnes décédées dans l'année en cours permet de déterminer le niveau de contamination de la chaîne alimentaire en  $^{90}\text{Sr}$ . La formation des dents de lait débute, quant à elle, dans les mois qui précèdent la naissance et se poursuit durant la période d'allaitement. La mesure du strontium s'effectue lorsque la dent de lait tombe d'elle-même. Elle donne une indication rétroactive de la contamination de la chaîne alimentaire de la mère à l'époque de la naissance de l'enfant. Les valeurs de strontium mesurées dans les dents de lait (figure 4) sont donc répertoriées en fonction de l'année de naissance de l'enfant. Ceci explique que les courbes relatives aux dents de lait et au lait montrent une évolution pratiquement parallèle.

## Evaluation

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

En Suisse, les concentrations radioactives dans l'environnement et les doses d'irradiation de la population provenant de sources de rayonnement artificielles sont restées en 2009, comme les années précédentes, inférieures aux limites légales; le risque sanitaire correspondant peut donc être considéré comme faible.

Il existe des différences régionales de répartition de la radioactivité naturelle et artificielle dans l'environnement. Si la radioactivité naturelle est essentiellement influencée par la géologie, la part de radioactivité artificielle, comme conséquence des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, est, elle aussi, distribuée de manière inhomogène sur le territoire suisse. Le  $^{137}\text{Cs}$  radioactif de Tchernobyl a par exemple principalement été déposé au Tessin où il est encore présent dans de nombreux échantillons, ainsi que, dans une moindre mesure, sur les reliefs jurassiens et dans certaines parties du nord-est de la Suisse. Même si les concentrations mesurées diminuent régulièrement depuis 1986, un dépassement de la valeur limite a encore été enregistré pour ce radioisotope dans un échantillon de champignons indigènes (bolets bays) prélevé dans le Jura en 2009, soit plus de vingt ans après l'accident.

Dans le cadre de la surveillance du voisinage des centrales nucléaires, des centres de recherche et des industries travaillant avec des substances radioactives, des traces d' $^{131}\text{I}$  (CERN) ainsi que des concentrations plus élevées de  $^{14}\text{C}$  (centrales nucléaires) ou de tritium (industries de traitement du tritium) ont, entre autres, pu être décelées en 2009 dans l'environnement. Les rejets à l'origine de la présence (accrue) de ces radionucléides se sont toutefois situés nettement en-dessous des valeurs autorisées et n'ont entraîné aucun dépassement des valeurs limites d'immissions. Les conséquences radiologiques liées au fonctionnement de ces installations pour la population avoisinante sont donc restées très faibles. Les traces de radioactivité artificielle décelée témoignent de l'efficacité des programmes de surveillance mis en œuvre.



# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 2

## Strahlendosen Doses de rayonnements

|                                  |           |
|----------------------------------|-----------|
| <b>2.1 Strahlendosen</b>         | <b>28</b> |
| Aufgaben                         | 28        |
| Tätigkeiten und Ergebnisse       | 29        |
| Beurteilung                      | 30        |
| <b>2.2 Doses de rayonnements</b> | <b>31</b> |
| Tâches                           | 31        |
| Activités et résultats           | 32        |
| Evaluation                       | 34        |



## 2.1 Strahlendosen

**P. Steinmann, S. Estier**

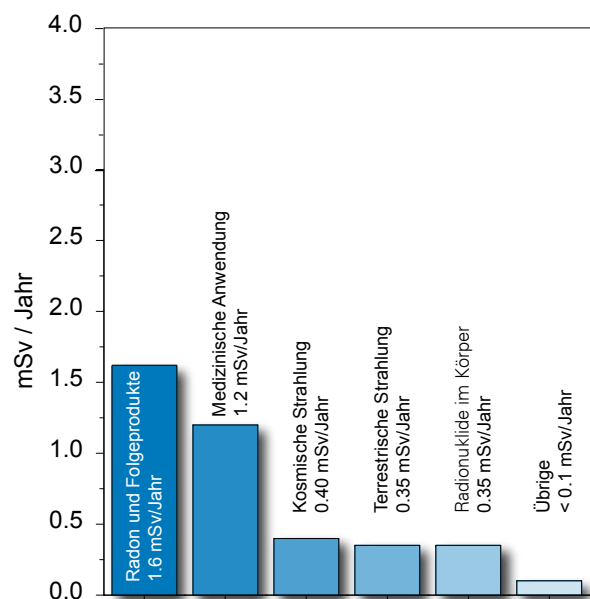
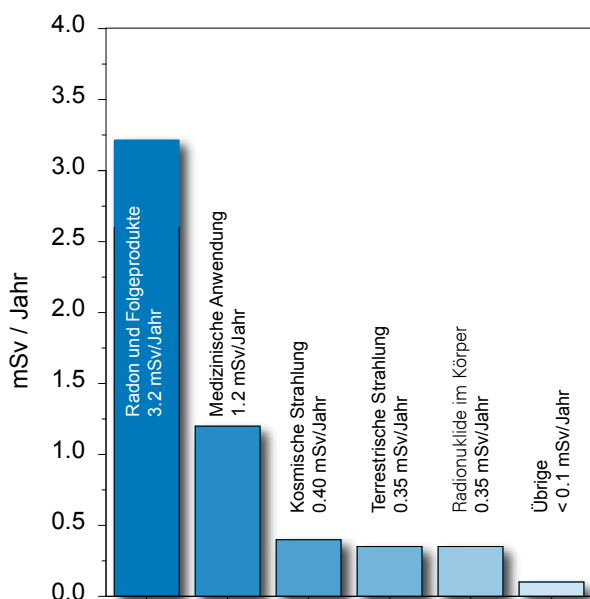
Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

### Aufgaben

#### Grenzwerte für die Bevölkerung und für beruflich strahlenexponierte Personen

Die Strahlenschutzverordnung limitiert in Art. 33 bis 37 die maximal zulässigen jährlichen Strahlendosen. Die Dosisgrenzwerte für die Bevölkerung und für Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, sind in der Tabelle 1 aufgeführt. Die angegebenen Limiten gelten nicht für Strahlenanwendung an Patienten, für aussergewöhnliche Situationen (z. B.: Katastropheneinsätze) sowie für die natürliche Strahlenexposition. So gehört das Personal der zivilen Luftfahrt in der Schweiz nicht zu den beruflich strahlenexponierten Personen. Der Betriebsinhaber muss jedoch das Personal über die bei der Berufsausübung auftretende Strahlenexposition aufklären. Schwangere Frauen können verlangen, vom Flugdienst befreit zu werden.

In der Schweiz tragen alle beruflich strahlenexponierten Personen bei ihrer Arbeit ein persönliches Dosimeter. Die akkumulierte Dosis wird einmal pro Monat durch eine anerkannte Dosimetriestelle ermittelt und vom Bundesamt für Gesundheit (BAG) in das Zentrale Dosisregister aufgenommen. Die Ergebnisse der Dosisüberwachung bei strahlenexponierten Personen werden jährlich in einem separaten Bericht veröffentlicht. Der Bericht sowie andere Informationen zur Dosimetrie und beruflichen Strahlenexposition sind auf den Webseiten des BAG (Strahlenschutz, [www.str-rad.ch](http://www.str-rad.ch)) zu finden.



**Figur 1:**  
Durchschnittliche Strahlendosen der Schweizer Bevölkerung in [mSv pro Jahr pro Person]  
(links: neue durchschnittliche «Radondosis» - rechts: bisherige Abschätzung der «Radondosis»).

## Tätigkeiten und Ergebnisse

### Strahlendosen der Bevölkerung

Aufgrund der geänderten Dosisfaktoren für Radon muss die durchschnittliche Strahlendosis der Schweizer Bevölkerung neu mit 5.5 mSv pro Jahr eingeschätzt werden. Die einzelnen Dosisbeiträge sind in Figur 1 dargestellt und werden im Folgenden kurz diskutiert. In der Figur 1 ist die aktuelle Einschätzung der Dosisbeiträge im Diagramm links dargestellt. Als Vergleich sind im Diagramm rechts die in den früheren Jahresberichten publizierten Werte dargestellt.

### Strahlenbelastung durch Radon

Bei der internen Strahlenexposition liefern  $^{222}\text{Rn}$  und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen den grössten Dosisbeitrag. Diese Nuklide gelangen über die Atemluft in den Körper. Gemäss einem im November 2009 veröffentlichten Bericht hat die ICRP das Lungenkrebsrisiko aufgrund der Radonexposition in Wohn- und Arbeitsräumen beträchtlich nach oben korrigiert [1]. Diese Neueinschätzung stützt sich auf neue umfassende Studien (epidemiologische Untersuchungen an Bergarbeitern sowie gepoolte Fall-Kontroll-Studien zu Radon im häuslichen Bereich) [2]. Die Kommission wird demnächst revidierte Dosisfaktoren für alle Radionuklide publizieren und hat schon jetzt angekündigt, dass sich der Dosisfaktor für Radon in etwa verdoppeln wird. Dementsprechend senkt die ICRP auch den Referenzwert für Radon in Wohnungen von bisher 600 Bq/m<sup>3</sup> auf 300 Bq/m<sup>3</sup>. Dieser Wert entspricht einer Jahresdosis von 10 mSv. Die geänderten ICRP Empfehlungen stimmen gut mit den ebenfalls neu überarbeiteten Empfehlungen von anderen Stellen (UNSCEAR, WHO) überein. In der Schweiz zeigen die bisher durchgeführten Erhebungen in rund 110'000 Wohn- bzw. Arbeitsbereichen ein gewichtetes arithmetisches Mittel von 75 Bq  $^{222}\text{Rn}$  pro m<sup>3</sup>. Wenn man von einer Verdoppelung des Risikos ausgeht, steigt die durchschnittliche «Radondosis» für die Schweizer Bevölkerung

von 1.6 mSv auf etwa 3.2 mSv pro Jahr. Die genaue Berechnung mittels des neuen Faktors der ICRP für die Exposition in Wohn- und Arbeitsräumen wird in Kapitel 10.3 dargelegt. Im Einzelfall, bei besonders stark radonbelasteten Häusern, kann die Dosis aber bis zu 200 mSv oder mehr pro Jahr betragen. Es laufen im Moment systematische Radonmesskampagnen in den Gemeinden mit hohem und mittlerem Radonrisiko. Eine ausführlichere Darstellung der Thematik findet sich im Kapitel Radon dieses Jahresberichtes.

### Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die Dosis aufgrund von medizinischen Anwendungen (Röntgendiagnostik) beträgt auf die gesamte Bevölkerung gerechnet 1.2 mSv pro Jahr pro Person (Erhebung 2003). Aufgrund der zunehmenden Häufigkeit von Computertomographieuntersuchungen ist zu erwarten, dass sich dieser Wert in der Zwischenzeit erhöht hat (die Erhebung 2008 ist in Vorbereitung). Wie beim Radon ist die Belastung durch die medizinische Diagnostik ungleichmässig verteilt. Nur ungefähr ein Viertel der Bevölkerung ist von Untersuchungen, die zu einer erhöhten Dosis führen, betroffen.

### Terrestrische und kosmische Strahlung

Bei der Strahlenexposition durch externe Quellen ergeben die natürlichen Radionuklide im Boden und die kosmische Strahlung die grössten Beiträge. Die terrestrische Komponente macht im Mittel 0.35 mSv jährlich aus und hängt von der Zusammensetzung des Bodens ab. Die kosmische Strahlung nimmt mit der Höhe über Meer zu, da sie von der Lufthülle der Erde abgeschwächt wird. Im schweizerischen Mittel beträgt deren Dosis jährlich etwa 0.4 mSv. In 10 km Höhe liegt die Dosis durch kosmische Strahlung zwischen 20 und 50 mSv pro Jahr. Aus diesem Grund ergibt ein Flug Schweiz-USA eine Dosis von rund 0.04 mSv. Das Flugpersonal und Personen, die viel fliegen, erhalten so eine zusätzliche Dosis bis einige mSv pro Jahr.

**Tabelle 1:**

Dosisgrenzwerte in mSv pro Jahr.

| Dosis                                                                                                  | Grenzwert [mSv/Jahr] |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|
| Allgemeine Bevölkerung<br>(ohne medizinische Anwendungen und die natürliche Strahlenexposition)        | 1                    |
| Beruflich strahlenexponierte Personen von 16 bis 18 Jahren                                             | 5                    |
| Beruflich strahlenexponierte Personen über 18 Jahre                                                    | 20                   |
| Beruflich strahlenexponierte Personen: Äquivalentdosis an der Abdomenoberfläche bei schwangeren Frauen | 2                    |
| Beruflich strahlenexponierte Personen: Organdosis – Augenlinse                                         | 150                  |
| Beruflich strahlenexponierte Personen: Organdosis – Haut, Hände, Füsse                                 | 500                  |

Quellen:

[1] Bericht der internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) 2009 [www.icrp.org/icrp\\_radon.asp](http://www.icrp.org/icrp_radon.asp)

[2] Darby S. & al., Scan. J. Work Environ. Health 32. (Suppl.1): 1 – 84 (2006)

## Radionuklide in der Nahrung

Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den menschlichen Körper und führen im Durchschnitt zu Dosen von rund 0.35 mSv. Das  $^{40}\text{K}$  liefert mit rund 0.2 mSv den grössten Beitrag. Kalium ist überall in der Nahrung und im menschlichen Körper vorhanden. Da es vor allem im Muskelgewebe eingelagert wird, ist der Kaliumgehalt bei Männern etwas höher als bei Frauen. Neben Kalium enthält die Nahrung auch Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium sowie durch die kosmische Strahlung in der Atmosphäre laufend erzeugte Radionuklide (Tritium,  $^{14}\text{C}$ ,  $^7\text{Be}$  und weitere). Auch künstliche Radionuklide kommen in der Nahrung vor; heute hauptsächlich noch die Nuklide  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$ . Diese stammen von den Kernwaffenversuchen der 1960er Jahre und vom Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die jährlich durchgeführten Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergaben Dosen durch aufgenommenes  $^{137}\text{Cs}$  von weniger als einem Tausendstel mSv pro Jahr. Aus den Untersuchungen von menschlichen Wirbelknochen lassen sich Dosen durch  $^{90}\text{Sr}$  von derselben Grössenordnung herleiten.

## Übrige (künstliche) Strahlenquellen

Zu den bisher erwähnten Strahlendosen kommt ein geringer Beitrag von  $\leq 0.1$  mSv aus der Strahlenexposition durch Kernkraftwerke, Industrien, Forschung und Medizin, Konsumgüter, Gegenstände des täglichen Lebens sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt. Bei der künstlichen Radioaktivität in der Umwelt macht der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 und von den oberirdischen Kernwaffenversuchen (1960er-Jahre) heute nur noch wenige Hundertstel mSv aus. Bei dauerndem Aufenthalt im Freien betragen die resultierenden Dosen zwischen 0.01 bis 0.5 mSv pro Jahr. Der letzte Wert gilt für das Tessin. Der grosse Streubereich ist eine Folge der regionalen Unterschiede bei der Ablagerung von  $^{137}\text{Cs}$  insbesondere nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. An einigen Stellen entlang der Umzäunung der Kernkraftwerke Mühleberg und Leibstadt, die über einen Siedewasserreaktor verfügen, weist die Direktstrahlung durch das kurzlebige  $^{16}\text{N}$  bis einige 100 nSv/h auf. Da sich Personen jedoch nicht über längere Zeit an diesen Stellen aufhalten, sind die daraus resultierenden Personendosen unbedeutend. Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken, aus dem PSI und dem CERN ergeben bei Personen, die in unmittelbarer Nähe wohnen, Dosen von höchstens einem Hundertstel mSv pro Jahr.

## Dosen aus beruflicher Strahlenexposition

Im Berichtsjahr waren in der Schweiz ca. 76'000 Personen beruflich strahlenexponiert. Dies ist ein leichter Anstieg gegenüber dem Vorjahr, welcher vor allem dem medizinischen Bereich zuzuordnen ist.

Im Rahmen seiner Aufsichtstätigkeit untersucht das BAG in den Bereichen Medizin und Forschung alle Ganzkörperdosen über 2 mSv im Monat, sowie alle Extremitätendosen über 10 mSv. 2009 wurden 102 solcher Fälle gemeldet, wobei sich 17 Fälle als nicht echte Personendosen herausstellten (z. B. Dosimeter im Bestrahlungsraum liegen gelassen). Die meisten erhöhten Dosen gab es an Extremitäten (Handdosen) in den dosisintensiven Bereichen Nuklearmedizin und interventionelle Radiologie.

Das BAG untersuchte im Berichtsjahr vier Grenzwertüberschreitungen bei Ganzkörperdosen. Bei allen vier Ereignissen konnte jedoch eine erhöhte Personendosis ausgeschlossen werden. In einem Fall wurde das Dosimeter direkt mit einem Spritzer  $^{90}\text{Y}$  kontaminiert, was aber zu keiner nennenswerten Ganzkörperdosis geführt hat. Bei den anderen drei Überschreitungen wurde nur das Dosimeter bestrahlt, nicht aber die Personen.

Ausführliche Informationen zu den beruflichen Dosen sind dem Jahresbericht «Dosimetrie der beruflich strahlenexponierten Personen in der Schweiz» zu entnehmen. Der Bericht erscheint jeweils Mitte Jahr.

## Beurteilung

Die Abschätzung der Strahlendosis für die Bevölkerung muss aufgrund der Neubeurteilung des Radons nach oben korrigiert werden. Für das Jahr 2009 beträgt die durchschnittliche jährliche Strahlendosis rund 5.5 mSv. Die neu verdoppelte Dosis durch Radon in Wohn- und Arbeitsräumen macht beinahe zwei Drittel der Gesamtdosis aus. Der Beitrag aus Quellen, die nicht beeinflusst werden können (terrestrische und kosmische Strahlung, Radionuklide im Körper) ist unverändert bei etwa 1.1 mSv geblieben. Ähnlich gross ist die Belastung durch die Anwendung von ionisierenden Strahlen in der medizinischen Diagnostik. Hier ist allerdings die Tendenz wegen der zunehmenden Verbreitung von CT-Geräten steigend. Die Emissionen aus Kernkraftwerken machen weniger als 1% der Gesamtdosis aus.

## 2.2

# Doses de rayonnements

**P. Steinmann, S. Estier**

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

### Tâches

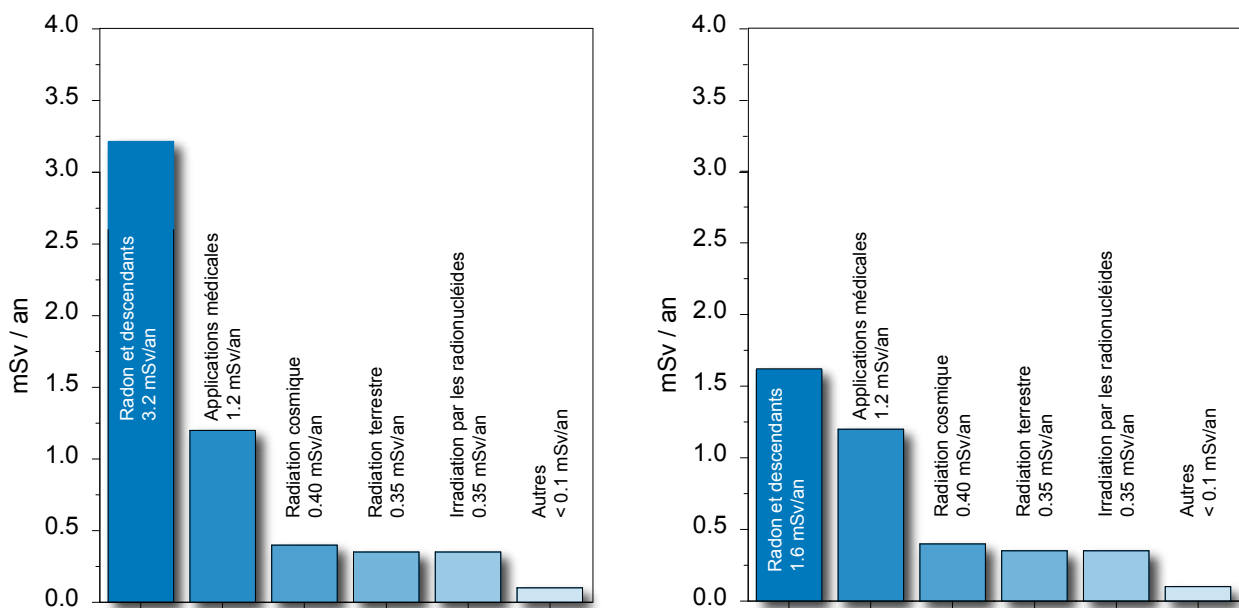
#### Valeurs limites pour la population et les personnes professionnellement exposées

L'ordonnance sur la radioprotection définit, dans ses articles 33 à 37, les doses de rayonnements maximales admissibles par année. Les valeurs limites de dose pour la population et les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession sont indiquées dans le tableau 1. Ces valeurs limites de dose ne s'appliquent pas aux patients, exposés aux rayonnements à des fins médicales, ni aux situations exceptionnelles (p. ex., intervention en cas de catastrophe); les expositions liées au rayonnement naturel en sont également exclues. Ainsi, en Suisse, le personnel naviguant de l'aviation civile n'est pas considéré comme professionnellement exposé aux radiations. Les responsables de compagnies aériennes doivent toutefois informer leur personnel naviguant sur une exposition

possible aux rayonnements dans le cadre de leur travail. Les femmes enceintes peuvent ainsi exiger d'être dispensées du service de vol.

En Suisse, toute personne exposée aux rayonnements dans l'exercice de sa profession porte un dosimètre individuel pendant son travail. La dose accumulée est mesurée une fois par mois par un service de dosimétrie agréé et enregistrée par l'OFSP dans le registre central prévu à cet effet.

Les résultats de la surveillance des doses chez les personnes professionnellement exposées sont publiés chaque année dans un rapport séparé. Ce rapport ainsi que d'autres informations relatives à la dosimétrie et à l'exposition des professionnels sont disponibles sur le site de l'OFSP (Radioprotection, [www.str-rad.ch](http://www.str-rad.ch)).



**Figure 1:**

Doses moyennes de rayonnement reçues par la population suisse en [mSv/an/personne]

(A gauche: la nouvelle dose d'irradiation annuelle moyenne pour le radon; à droite: l'ancienne dose d'irradiation annuelle moyenne pour le radon).

## Activités et résultats

### Doses de rayonnements reçues par la population

La dose de rayonnements totale reçue en moyenne par la population suisse s'élève à 5.5 mSv/an. L'augmentation de cette valeur par rapport aux années précédentes est due aux nouveaux facteurs de dose pour le radon. Les différentes composantes de la dose totale sont présentées dans la figure 1 et brièvement commentées ci-après. La figure 1, à gauche, montre les contributions à la dose annuelle moyenne avec la nouvelle estimation pour le radon. A titre de comparaison les valeurs avec l'ancienne estimation sont données dans le diagramme de droite.

### Doses de rayonnements dues au radon

La contribution majeure à la dose d'irradiation interne provient du  $^{222}\text{Rn}$  et de ses descendants radioactifs dans les locaux d'habitation et de travail. Ces radionucléides pénètrent dans l'organisme via la respiration. Selon un rapport publié en novembre 2009, la CIPR a revu à la hausse, et ce de façon notable, le risque de cancer du poumon lié à l'exposition au radon dans les lieux d'habitation et de travail [1]. Cette réévaluation se base sur des études scientifiques complètes et récentes (études épidémiologiques sur des mineurs ainsi que méta-analyse d'études cas-témoins sur le radon domestique) [2]. La Commission publiera bientôt de nouveaux facteurs de dose pour l'ensemble des radionucléides. Elle a déjà annoncé que celui du radon va pratiquement doubler. Par conséquent, elle recommande d'abaisser la valeur de référence pour le radon de 600 Bq/m<sup>3</sup> à 300 Bq/m<sup>3</sup>. Cette valeur de référence correspond à une dose efficace annuelle d'environ 10 mSv. Les nouvelles recommandations de la CIPR sont en bon accord avec les recommandations également actualisées d'autres organisations (UNSCEAR, OMS). Les mesures réalisées jusqu'à présent en Suisse dans près de 110'000 bâtiments indiquent une moyenne arithmétique pondérée de

75 Bq/m<sup>3</sup> pour le  $^{222}\text{Rn}$ . En admettant un doublement du risque, la contribution annuelle du radon passe d'environ 1.6 mSv/an à une valeur estimée de 3.2 mSv/an. Le calcul précis avec le nouveau facteur de la CIPR appliqué à l'exposition domestique et sur les lieux de travail est détaillé dans le chapitre 10.4. Dans certains cas, en présence de quantités particulièrement importantes de radon dans le bâtiment, la dose pourrait cependant dépasser les 200 mSv par an. Des campagnes de mesures systématiques du radon sont actuellement menées dans les communes présentant un risque moyen ou élevé d'exposition au radon. La question du radon est présentée de manière détaillée dans le chapitre Radon du présent rapport.

### Doses de rayonnements dues au diagnostic médical

La dose due aux applications médicales (radiodiagnostic) calculée sur l'ensemble de la population est de 1.2 mSv par an et par personne (recensement 2003). Etant donné que le nombre d'exams recourant à la tomodensitométrie va croissant, il faut s'attendre à une nouvelle augmentation des doses (le relevé pour 2008 est en préparation). Notons que, comme pour le radon, l'impact du diagnostic médical est réparti de façon inégale. Seul un quart environ de la population est concernée par des exams où des doses intensives sont enregistrées.

### Rayonnement terrestre et cosmique

Le rayonnement cosmique et la présence de radionucléides naturels dans le sol et les matériaux de construction constituent les principales contributions à l'exposition externe. La composante terrestre induit, en plein air, une dose moyenne de 0.35 mSv/an, en fonction de la composition du sol. Le rayonnement cosmique augmente quant à lui avec l'altitude, car il est atténué par l'atmosphère terrestre. La contribution annuelle moyenne du rayonnement cosmique à la dose reçue par la

**Tableau 1:**  
valeurs limites de dose en mSv par an.

| Doses                                                                                                         | Valeur limite [mSv/an] |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| Population en général (applications médicales et rayonnement naturel exclus)                                  | 1                      |
| Personnes exposées professionnellement (16 à 18 ans)                                                          | 5                      |
| Personnes exposées professionnellement (plus de 18 ans)                                                       | 20                     |
| Personnes exposées professionnellement : dose équivalente à la surface de l'abdomen pour les femmes enceintes | 2                      |
| Personnes exposées professionnellement : dose à l'organe – cristallin                                         | 150                    |
| Personnes exposées professionnellement : dose à l'organe – peau, mains, pieds                                 | 500                    |

Sources:

- [1] Rapport de la Commission internationale de radioprotection (CIPR) 2009 [www.icrp.org/icrp\\_radon.asp](http://www.icrp.org/icrp_radon.asp)  
 [2] Darby S. & al., Scan. J. Work Environ. Health 32. (Suppl.1): 1 – 84 (2006)

population suisse peut être estimée à 0.4 mSv/an. Notons encore qu'à 10 km d'altitude, les doses attribuables au rayonnement cosmique atteignent des valeurs comprises entre 20 et 50 mSv/an. Un vol Suisse – Etats-Unis correspond à environ 0.04 mSv. Le personnel de vol et les personnes qui prennent souvent l'avion reçoivent donc une dose supplémentaire pouvant atteindre quelques mSv/an.

### Radionucléides dans les aliments

Des radionucléides naturels sont également assimilés dans le corps humain par l'intermédiaire de l'alimentation et occasionnent une dose moyenne d'environ 0.35 mSv/an, la contribution la plus importante provenant du  $^{40}\text{K}$  (env. 0.2 mSv). Celui-ci est présent partout dans les aliments et dans le corps humain. Le potassium est stocké principalement dans les muscles, raison pour laquelle la teneur en potassium est légèrement plus élevée chez les hommes que chez les femmes. En plus du  $^{40}\text{K}$ , les aliments contiennent également des radionucléides issus des séries de désintégration naturelles de l'uranium et du thorium auxquels s'ajoutent des radionucléides produits en permanence par le rayonnement cosmique dans l'atmosphère, comme par exemple le tritium, le  $^{14}\text{C}$ , le  $^7\text{Be}$  et autres. On trouve aussi des radionucléides artificiels dans l'alimentation, notamment le  $^{137}\text{Cs}$  et le  $^{90}\text{Sr}$ . Ils proviennent des retombées des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl, survenu en avril 1986. Les mesures au corps entier réalisées chaque année sur des collégiens ont montré que les doses occasionnées par l'incorporation du  $^{137}\text{Cs}$  étaient inférieures à un millième de mSv/an. Les analyses de vertèbres humaines ont indiqué des doses du même ordre de grandeur dues au  $^{90}\text{Sr}$ .

### Autres sources (artificielles) de rayonnements

Outre les doses de rayonnements citées précédemment, vient s'ajouter une faible contribution, évaluée à  $\leq 0.1$  mSv, qui comprend l'irradiation due aux centrales nucléaires, aux industries, à la recherche et à la médecine, aux biens de consommation et aux objets usuels ainsi qu'aux radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement. En ce qui concerne la radioactivité artificielle présente dans l'environnement, notons que les doses occasionnées par les retombées de l'accident du réacteur de Tchernobyl, survenu en avril 1986, ainsi que par celles des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 1960 ne représentent plus aujourd'hui que quelques centièmes de mSv par an. En cas de séjour permanent à l'air libre, cette contribution peut varier entre 0.01 et 0.5 mSv/an, ce dernier chiffre valant pour le Tessin. Cette large fourchette est due aux variations régionales des dépôts de  $^{137}\text{Cs}$ , suite

à l'accident de Tchernobyl en particulier. En certains endroits situés le long des clôtures des centrales nucléaires de Mühleberg et de Leibstadt (réacteurs à eau bouillante), le rayonnement direct dû à l' $^{16}\text{N}$ , radionucléide de courte période, peut atteindre quelques centaines de nSv/h. La durée de séjour en ces endroits étant très limitée, les doses qui en résultent restent insignifiantes. Les résultats des différentes mesures et calculs effectués montrent que les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses, de l'IPS ou du CERN, et qui sont attribuables aux émissions de substances radioactives par ces installations, atteignent, au maximum, un centième de mSv/an.

### Doses résultant de l'exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel

Au cours de l'année sous revue, env. 76'000 personnes ont été exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession. Ce chiffre, légèrement supérieur à celui de l'année précédente, est dû avant tout au domaine médical.

Dans les secteurs de la médecine et de la recherche, l'OFSP effectue une analyse de toutes les doses mensuelles supérieures à 2 mSv (à l'ensemble du corps) ainsi que de toutes les doses aux extrémités supérieures à 10 mSv. Sur les 102 cas déclarés en 2009, 17 se sont avérés ne pas être des doses individuelles véritables (les dosimètres avaient, p. ex., été laissés dans le local d'irradiation). Quant aux autres cas, ils concernaient pour la plupart les extrémités (doses aux mains) dans les domaines à dose de rayonnement élevé que sont la médecine nucléaire et la radiologie interventionnelle.

Durant l'année sous revue, l'OFSP a examiné quatre dépassements de valeur limite dans le cas de doses au corps entier. Dans chacun des cas, une dose individuelle élevée a toutefois pu être exclue. Dans un cas, le dosimètre a directement été contaminé par une éclaboussure d' $^{90}\text{Y}$ , ce qui n'a pas engendré de dose notable au corps entier. Pour les trois autres dépassements, seul le dosimètre a été irradié, pas les personnes.

Les informations détaillées concernant les doses accumulées dans le cadre professionnel sont publiées dans le rapport annuel «Dosimétrie des personnes exposées aux radiations dans l'exercice de leur profession en Suisse». Ce rapport paraît en milieu d'année.

## Evaluation

Compte tenu de la réévaluation concernant le radon, la dose à laquelle la population suisse est exposée doit être revue à la hausse. En 2009, la dose annuelle moyenne avoisine les 5.5 mSv. Deux tiers de cette dose résultent du doublement de la dose due au radon présent dans les lieux d'habitation et de travail. Les sources qu'il est impossible d'influencer (rayonnement terrestre et cosmique, radionucléides dans le corps) contribuent à cette dose annuelle à hauteur de 1.1 mSv environ, une valeur pratiquement inchangée. La dose induite par l'utilisation de rayonnements ionisants dans le radio-diagnostic médical est du même ordre de grandeur. Dans ce domaine toutefois, la tendance à la hausse est due à l'utilisation de plus en plus fréquente des tomodensitomètres. Les émissions des centrales nucléaires représentent moins de 1% de la dose totale d'irradiation.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 3

## Externe Strahlung Rayonnement externe

|                                                                         |           |
|-------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>3.1 Mesures in situ et exposition externe</b>                        | <b>36</b> |
| Résumé                                                                  | 36        |
| Introduction                                                            | 36        |
| Méthodologie in situ                                                    | 37        |
| Résultats in situ 2009                                                  | 38        |
| Conclusions                                                             | 39        |
| <b>3.2 Exercice in situ 2009 : Mesures en altitude</b>                  | <b>40</b> |
| Résumé                                                                  | 40        |
| Détermination du débit d'équivalent de dose ambiant                     | 41        |
| Mesures durant le trajet entre Grindelwald et Jungfrauoch               | 41        |
| Mesures sur le glacier                                                  | 41        |
| Acquisition de spectre gamma par spectrométrie in situ                  | 42        |
| Conclusions                                                             | 43        |
| <b>3.3 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM</b> | <b>44</b> |
| Zusammenfassung                                                         | 44        |
| Übersicht                                                               | 45        |
| Jahresmittelwerte und Erfahrungswerte 2009                              | 46        |
| Eine detailliertere Analyse für die Station Disentis                    | 46        |
| <b>3.4 Aeroradiometrische Messungen</b>                                 | <b>51</b> |
| Zusammenfassung                                                         | 51        |
| Einleitung                                                              | 51        |
| Messungen und Messresultate 2009                                        | 51        |



## 3.1

# Mesures in situ et exposition externe

**S. Estier, A. Gurtner**

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

### Résumé

En 2009, les examens in situ ont essentiellement porté sur le voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en  $^{137}\text{Cs}$  issue des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans les régions montagneuses (Alpes, Jura) par rapport au Plateau suisse, les résultats in situ 2009 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

### Introduction

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

## Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base largement sur les recommandations ICRU [1], notamment pour la détermination de l'activité des radionucléides présents sur le site. La procédure permettant l'évaluation du débit d'exposition à partir des concentrations radioactives dans le sol a cependant dû être adaptée, car elle ne correspondait plus aux standards actuels. En effet, la grandeur dosimétrique de référence pour la détermination de l'exposition du public (irradiation externe) est aujourd'hui l'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$ , exprimé en [nSv/h], et non plus le débit de kerma dans l'air, en [nGy/h], utilisé dans le rapport ICRU53. Les nouveaux coefficients de conversion utilisés au laboratoire de l'OFSP sont détaillés plus bas.

Lors d'une mesure sur le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  global est mesuré simultanément sur le site à l'aide d'une chambre d'ionisation. L'analyse du spectre gamma in situ permet tout d'abord d'identifier les différents radionucléides naturels et artificiels présents sur le site puis, en se référant à la publication ICRU 53, de calculer leur concentration radioactive respective dans le sol en [Bq/kg] ou [Bq/m<sup>2</sup>], pour peu que la distribution de chacun d'eux soit connue (déposition en surface, distribution homogène des radionucléides dans le sol, décroissance exponentielle, etc.).

L'étape suivante consiste à évaluer les contributions individuelles au débit de dose ambiante des divers radionucléides identifiés sur le spectre in situ à partir de leur concentration radioactive calculée précédemment. C'est ici qu'interviennent les modifications de procédure mentionnées plus haut. Les facteurs de conversion de l'activité spécifique au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  utilisés par notre laboratoire pour les séries de <sup>238</sup>U et du <sup>232</sup>Th ainsi que pour le <sup>40</sup>K et le <sup>137</sup>Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, sont résumés dans le tableau 1. Ces coefficients ont été publiés par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) en 2007 [2] et ont été validés par le groupe d'expert en dosimétrie de la Commission fédérale de Protection contre les radiations et de surveillance de la Radioactivité (CPR) dans le document «Recommandations concernant l'utilisation des facteurs de conversion  $H^*(10)$  pour la mesure du débit d'équivalent de dose ambiant par spectrométrie in situ», publié en 2009 [3].

La contribution d'origine naturelle au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  s'obtient finalement par sommation des composantes locales du rayonnement terrestre (<sup>40</sup>K, séries <sup>238</sup>U et <sup>232</sup>Th), évaluées pour une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, avec la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site. Notons que la formule permettant de calculer la contribution du rayonnement cosmique au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  a également dû être adaptée par rapport à celle anciennement utilisée pour le débit de kerma dans l'air [4], et s'écrit :

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

où Z est l'altitude en km.

Pour connaître la contribution des radionucléides artificiels au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  il suffit ensuite de soustraire la part d'origine naturelle calculée précédemment à la valeur globale de  $H^*(10)$  mesurée par chambre d'ionisation. Cette démarche ne fournira que la contribution artificielle totale au débit d'équivalent de dose ambiant, mais possède l'avantage de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol.

Si, par contre, la distribution dans le sol de chacun des radionucléides artificiels est connue, il sera possible de déterminer leur contribution respective au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$ . La somme des contributions naturelles et artificielles, calculées à partir des spectres in situ, est ensuite comparée à la valeur globale mesurée avec la chambre d'ionisation, afin d'évaluer la fiabilité de la méthode de reconstitution.

**Tableau 1 :**

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

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

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

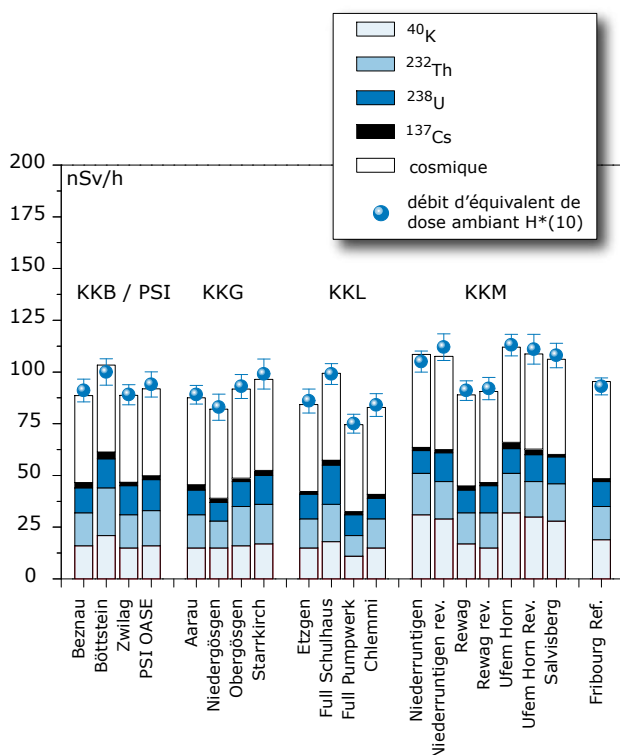
[2] Lemerrier et al., «Specific Activity to  $H^*(10)$  conversion coefficients for in situ gamma spectrometry», Radiation Protection Dosimetry (2008), Vol 128, No. 1, pp.83-89. Advance Access publication 17 October 2007.

[3] <http://www.bag.admin.ch/ksr-cpr/04340/04784/04843/index.html?lang=fr>

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

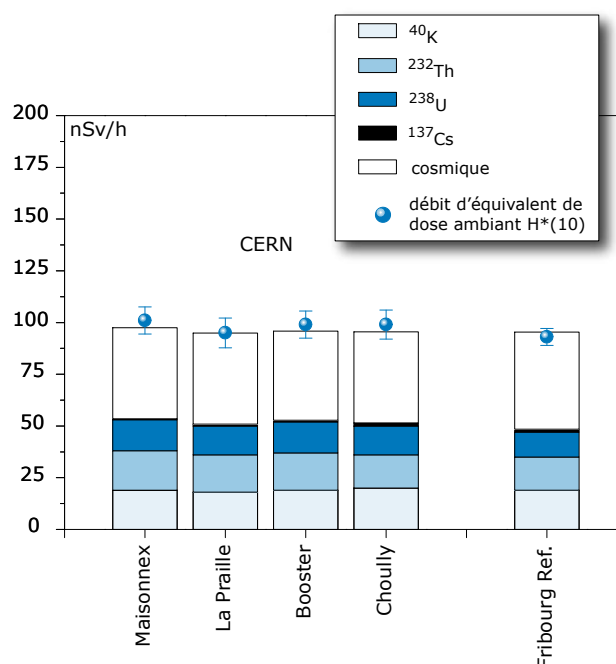
## Résultats in situ 2009

En 2009, les examens in situ ont été réalisés principalement au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. En dehors de ce programme annuel de routine, des études de site ont été réalisées à Grangeneuve/FR, ainsi qu'au Tessin en vue de la sélection des futurs sites de référence pour la surveillance de la radioactivité en Suisse. La stratégie de surveillance élaborée par l'OFSP prévoit en effet la création de trois stations de référence en Suisse («Ouest-Plateau», «Est-Plateau» et «Sud des Alpes»), où la radioactivité de l'ensemble des compartiments environnementaux (aérosols, précipitations, sols, herbes, denrées alimentaires) sera analysée avec une grande précision (sparse monitoring network). La spectrométrie in situ est une technique particulièrement adaptée dans ce genre de situation, puisqu'elle permet de donner des informations relatives à l'homogénéité de la répartition des radionucléides sur des sites de quelques km<sup>2</sup> avec un nombre d'analyses limité.



**Figure 1:**

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2009. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  avec chambre d'ionisation est également représentée.

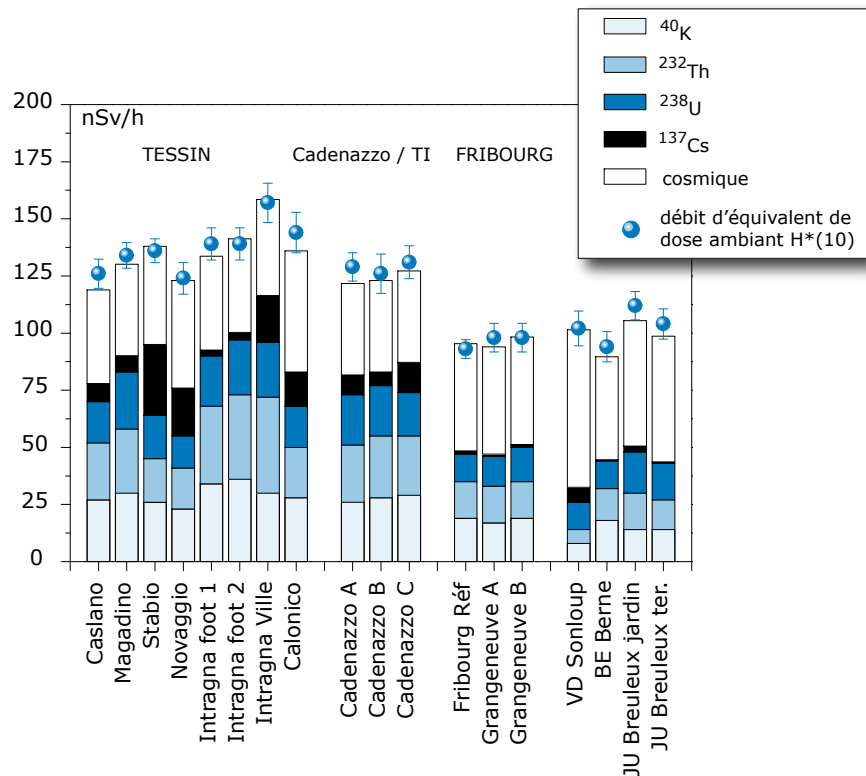


**Figure 2:**

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2009 au voisinage du CERN ainsi qu'au point de référence de Fribourg. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  avec chambre d'ionisation est également représentée.

Les contributions respectives au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  des différents radionucléides identifiés par spectrométrie gamma in situ (descendants compris pour les séries naturelles) sont représentées sur les figures 1 à 3 pour les principaux sites suisses examinés en 2009. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris le  $^{137}\text{Cs}$  artificiel). La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation, ainsi que son incertitude, sont également représentées et permettent d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

En comparant les résultats des figures 1, 2 et 3, il apparaît tout d'abord que le débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  relevé au voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI, CERN) ne se distingue pas de manière significative de celui mesuré au point de référence de Fribourg. Le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur les spectres in situ en 2009 est le  $^{137}\text{Cs}$ . Ce dernier a été enregistré sur tous les sites de mesure. Au Tessin, la contamination rémanente en  $^{137}\text{Cs}$ , issue des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de l'accident de Tchernobyl, est toujours clairement visible, mais les valeurs mesurées ne représentent pas de danger pour la santé du public.

**Figure 3:**

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2009 au Tessin ainsi que dans le canton de Fribourg. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  avec chambre d'ionisation est également représentée.

## Conclusions

Les études effectuées à Cadenazzo (Agroscope Changins-Wädenswil, station de recherche de Cadenazzo) ont également montré que les concentrations moyennes de  $^{137}\text{Cs}$  dans le sol pouvaient varier d'un facteur 2 sur des distances pourtant faibles (moins de 100 m). Ceci peut s'expliquer par des inhomogénéités dans la déposition initiale, ou comme c'est le cas ici, par le fait que les sols des sites Cadenazzo A et B (intérieur de la clôture du centre de recherche) ont été retournés, alors que celui du site C (extérieur) est resté intact. Ces résultats montrent l'importance de l'établissement d'une cartographie (en termes de concentrations radioactives) préliminaire précise des sites de référence ainsi que de l'enregistrement des modifications de la structure du sol qui y sont apportées pour assurer un suivi pertinent de la radioactivité à long terme.

On notera finalement, que pour tous les sites, les différences entre reconstruction in situ et mesures globales n'ont pas dépassées les 7%, attestant ainsi que les résultats obtenus par cette méthode traduisent bien la réalité.

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2009 ont permis de caractériser les sites d'examen du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations  $^{137}\text{Cs}$  du fallout et de Tchernobyl, choix de sites de référence).

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

## 3.2

# Exercice in situ 2009 : Mesures en altitude

**François Byrde et Christoph Wirz**

LABORATOIRE SPIEZ, Office fédéral de la protection de la population, 3700 Spiez

### Résumé

Lors des exercices in situ précédents [3], [4], des différences ont été constatées entre les valeurs de débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  des chambres à ionisation Reuter Stokes et les scintillateurs AD-b.

Le site du Jungfraujoch a ainsi été choisi afin d'effectuer des mesures de débit d'équivalent de dose ambiant dans le tunnel (absorption du rayonnement cosmique) et sur le glacier (absorption du rayonnement des chaînes naturelles du thorium et de l'uranium). Parallèlement aux mesures de  $H^*(10)$ , des mesures in situ ont été effectuées sur le glacier.

Détails de l'exercice:

Date : 8 septembre 2009

Site de mesure sur le glacier :

- coordonnées : 642'470 - 155'220
- altitude 3450 m

Participants :

- OFSP, Radioactivité de l'environnement:  
S. Estier, A. Gurtner
- OFPP, Laboratoire de Spiez:  
F. Byrde, A. Jakob, S. Röllin, C. Wirz



## Détermination du débit d'équivalent de dose ambiant

Instrumentation:

- chambre à ionisation Reuter Stokes
- sonde AD-b (scintillateur)

Les composantes du débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$ :

- rayonnement cosmique en fonction de l'altitude
- rayonnement du sol (terrestre)

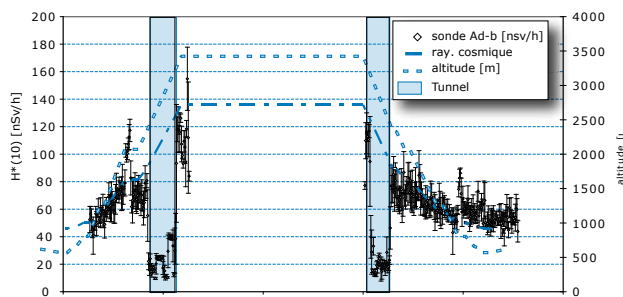
La formule utilisée décrivant le rayonnement cosmique en fonction de l'altitude est la suivante :

$$H^*(10)_{\text{cosmique}} [\text{nSv/h}] = 37 * e^{(0.38 * z)} \text{ avec } z \text{ l'altitude en km [1]}$$

## Mesures durant le trajet entre Grindelwald et Jungfrauoch

Hypothèse: dans le tunnel, le rayonnement cosmique est négligeable par rapport au rayonnement des roches.

Lors du trajet aller et retour en train, l'enregistrement des valeurs de  $H^*(10)$  a été effectué (figure 1).



**Figure 1:** Enregistrement des valeurs de  $H^*(10)$  lors du trajet Grindelwald - Jungfrauoch, sur le site de mesure au Jungfrauoch et lors du retour vers Grindelwald.

Les moyennes de  $H^*(10)$  enregistrées dans la partie inférieure du tunnel (valeurs < 30 nSv/h) sont représentées dans le tableau ci-dessous.

| Instrument    | Type                 | $H^*(10)$ [nSv/h] |
|---------------|----------------------|-------------------|
| AD-b          | scintillateur        | 18.9 +/- 20%      |
| Reuter Stokes | chambre à ionisation | 19.6 +/- 20%      |

La dispersion des valeurs ( $\sim 20\%$ ) est sans doute due aux variations du débit de dose durant le trajet. Les données présentées ici sont assez grossières (mesure durant la marche du train, influence du train et des passagers, etc.). L'écart inférieur à 5% entre les moyennes est inférieur à l'incertitude de la

calibration de ces instruments. Les deux débitmètres utilisés donnent des valeurs identiques.

Si la contribution due au rayonnement cosmique est négligeable, on peut en conclure que la réponse de ces deux instruments est identique en présence d'un rayonnement dû aux chaînes naturelles (uranium et thorium).

Pour des conclusions définitives, il faudrait:

- des mesures de  $H^*(10)$  à des endroits précis dans un environnement mieux déterminé (épaisseur de roche)
- des mesures avec des spectromètres gamma afin de vérifier que la part du rayonnement cosmique est effectivement négligeable.

## Mesures sur le glacier

Le site de mesure choisi est couvert par une couche de glace nettement supérieure à 20 mètres et éloigné de plus de 300 mètres de tout rocher. Les seules sources de rayonnement connues sont donc:

- le rayonnement cosmique
- l'activité propre des instruments
- l'activité propre des utilisateurs



**Figure 2:** Préparation du matériel à la station du Jungfrauoch.

Les mesures  $H^*(10)$  effectuées sur le glacier donnent les résultats suivants:

| Instrument    | Type                 | $H^*(10)$ [nSv/h] | Dévi-<br>ation |
|---------------|----------------------|-------------------|----------------|
| AD-b          | scintillateur        | 91                | < 5%           |
| Reuter-Stokes | chambre à ionisation | 155               | 7%             |
| AD 6/H        | Geiger-Müller        | 136               | < 5%           |

Le  $H^*(10)$  du rayonnement cosmique [1] est de 137 [nSv/h].

Les écarts constatés pour les mesures sur le glacier peuvent être expliqués par la prépondérance du rayonnement cosmique sur les autres sources de rayonnement et la différence de réponse des types de détecteurs utilisés. Le rayonnement cosmique ayant une plage d'énergie élevée ( $> 5 \text{ MeV}$ ), les chambres d'ionisation Reuter Stokes donnent un résultat trop élevé.

Cette hypothèse reste à confirmer (contrat de recherche avec l'IRA); si tel devait être le cas, la fonction décrivant le  $H^*(10)$  du rayonnement cosmique en fonction de l'altitude [1] devra être revue car elle se base sur des mesures avec une chambre à ionisation Reuter Stokes.

Acquisition de spectre gamma par spectrométrie in situ

Instrumentation: détecteurs Ge HP de 15 et 30%

Le site de mesure choisi, identique à celui des mesures  $H^*(10)$ , est couvert par une couche de glace nettement supérieure à 20 mètres et éloigné de plus de 300 mètres de tout rocher. Les seules sources de rayonnement connues sont donc :

- le rayonnement cosmique
- l'activité propre des instruments
- l'activité propre des utilisateurs

Les spectres acquis durant 5'000 et 10'000 secondes montrent les structures suivantes:

| Energie [keV] | Surface [ips] | Incertitude [%] |
|---------------|---------------|-----------------|
| 511.16        | 9.71E-02      | 5               |
| 609.89        | 9.73E-03      | 18.8            |
| 1'462.15      | 8.11E-03      | 14.7            |
| 2'224.27      | 6.60E-03      | 17              |
| 2'614.99      | 3.14E-03      | 29.4            |

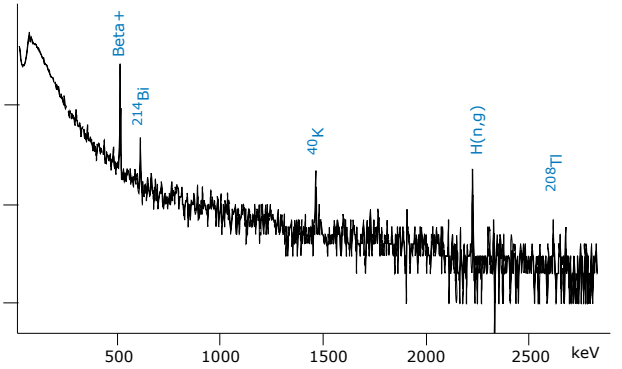


Figure 3:  
 Spectre in situ enregistré sur le glacier.

La quantification des deux spectres ne montre pas de différence significative.

L'identification des structures des spectres est la suivante:

- Pics  $< 80 \text{ keV} \Rightarrow$  pas significatifs
- Pic de  $511 \text{ keV} \Rightarrow \beta^+$
- Pic de  $609 \text{ keV} \Rightarrow {}^{214}\text{Bi}$ , présence des utilisateurs et des équipements
- Pic de  $1'460 \text{ keV} \Rightarrow {}^{40}\text{K}$ , présence des utilisateurs et des équipements
- Pic de  $2'224 \text{ keV} \Rightarrow$  réaction  $(n,\gamma)$  sur l'hydrogène du glacier

En admettant une répartition homogène en profondeur, et en utilisant les facteurs de dose de la référence [2], on obtient les valeurs moyennes d'activité et de  $H^*(10)$  suivantes:

| Energie<br>[keV] | Nuclide<br>ou chaîne       | In situ: distribution homogène en profondeur |      |               |                      |
|------------------|----------------------------|----------------------------------------------|------|---------------|----------------------|
|                  |                            | Activité                                     |      | Erreur<br>[%] | $H^*(10)$<br>[nSv/h] |
|                  |                            | [ $\gamma/s$ ]                               | [Bq] |               |                      |
| 511.00           | $\beta^+$                  | 6                                            |      |               | 1                    |
| 609.31           | chaîne ${}^{238}\text{U}$  |                                              | 1    | 30            | 0.6                  |
| 1'460.82         | ${}^{40}\text{K}$          |                                              | 6    | 20            | 0.3                  |
| 2'223.50         | H ( $n,\gamma$ )           | 0.7                                          |      |               | 0.5                  |
| 2'614.51         | chaîne ${}^{232}\text{Th}$ |                                              | 1.1  | 30            | 0.9                  |

Le  $H^*(10)$  du rayonnement cosmique [1] est de  $137 \text{ [nSv/h]}$ .

De ces mesures in situ on peut en conclure les points suivants :

- Par rapport à des mesures effectuées sur le site du laboratoire de Spiez, l'atténuation des chaînes naturelles est supérieure à un facteur 20, respectivement 40 pour le  ${}^{40}\text{K}$ .
- Le  $H^*(10)$  de  $3 \text{ [nSv/h]}$  dû aux rayonnements  $\gamma$  détectés par les spectromètres in situ est négligeable par rapport aux  $91$  ou  $155 \text{ [nSv/h]}$  obtenus avec les débitmètres.
- Aucun détecteur ne montre de contamination
- L'influence de la présence de personne (en autre l'activité en  ${}^{40}\text{K}$  du corps humain) lors de telles mesures ne doit pas être négligée.

## Conclusions

L'utilisation de la spectrométrie in situ permet de quantifier l'activité des radionucléides présents dans le sol, et de déduire ainsi la contribution à  $H^*(10)$  du rayonnement cosmique.

Il est nécessaire de vérifier la réponse des différents débitmètres pour les hautes énergies, les chambres à ionisation Reuter-Stokes montrant des valeurs plus élevées que les scintillateurs AD-b. Les résultats de cette étude supplémentaire connus, la formule de calcul du  $H^*(10)$  dû au rayonnement cosmique en fonction de l'altitude devra éventuellement être adaptée.

- [1] Radioactivity measurements in the vicinity of Swiss nuclear power plants. Christophe Murith, Hansruedi Völkle and Otto Huber, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Volume 243, Issues 2-3, 1 March 1986-15 March 1986, Pages 549-560
- [2] Specific activity to  $H^*(10)$  conversion Coefficients for in situ gamma spectrometry M. Lemerrier et al, Radiation Protection Dosimetry (2007), pp. 1-7 doi :10.1093/rpd/ncm307
- [3] Mesures d'intercomparaison en spectrométrie gamma in situ dans la région de La Chaux-de-Fonds 2006. S. Estier et al, site OFSP: fichier rapport\_IC\_CdF\_2006\_final.pdf
- [4] Exercice in situ 2008: Val Ferret Vallée d'Entremont F. Byrde, LS 2009-02

## 3.3 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

**Cristina Danzi**

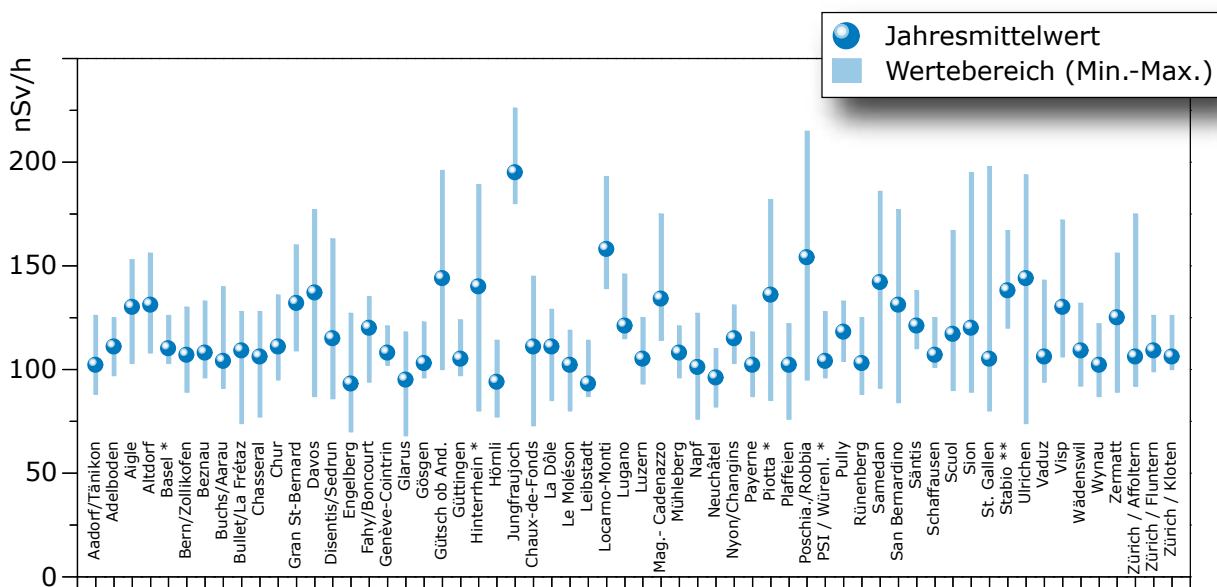
Nationale Alarmzentrale NAZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS,  
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

### Zusammenfassung

Das Netz für die automatische Dosisleistungs-  
alarmierung und -messung (NADAM) dient der  
grossräumigen und permanenten Überwachung der  
externen Strahlung in der Schweiz. Das Netz ist mit  
60 Stationen (Stand 30.03.2010) über die ganze  
Schweiz verteilt und misst im 10 Minuten Abstand  
die  $\gamma$ -Ortsdosisleistung (ODL).

Im Jahr 2005 – also nach nahezu 20 Betriebsjahren  
– wurde die Umrüstung des NADAM-Netzes in An-  
griff genommen. Dabei wurden die Stationen dem  
heutigen Stand der Technik angepasst und mit neu-  
en Messsonden ausgerüstet. Im Verlauf von 2009  
konnte die Erneuerung des NADAM-Netzes erfolg-  
reich abgeschlossen werden.

Im Jahr 2009 wurden keine Werte gemessen, die  
auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölke-  
rung schliessen liessen.



**Figur 1:**

Jahresmittelwerte und Wertebereiche 2009 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Wertebereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen Tageswert der Sonde im Jahr 2009. Bei den Stationen, die mit einem \* bezeichnet sind, handelt es sich entweder um alte Stationen oder wurde der Jahresmittelwert basierend auf den Messwerten der alten Sonden berechnet. Bei der Station Stabio, die mit \*\* bezeichnet ist, wurde der Jahresmittelwert basierend auf der weniger als 3 Monaten langen Messreihe der neuen Sonde ermittelt, weil die Station bis 07.10. ausser Betrieb war und deswegen keine Daten der alten Sonde verfügbar waren.

## Übersicht

Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 60 über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 30.03.2010) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

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

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

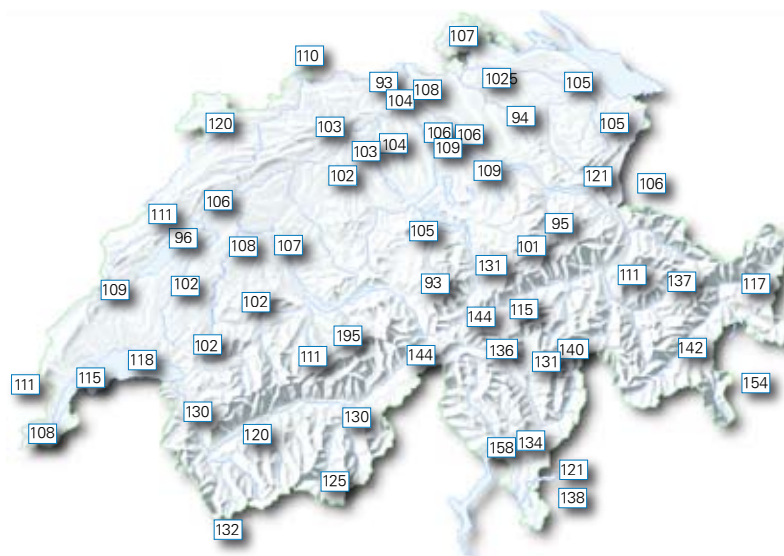
In der Berichtsperiode wurden bis auf einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung keine besonderen Vorfälle registriert. Einzig bei der Station in Samedan zeigten sich einige technische Probleme: einerseits führte eine fehlerhaften Datenübermittlung zu Lücken im Tagesverlauf, andererseits wurden vier einzelne erhöhte Werte verzeichnet, die auf technische Störungen zurückzuführen sind. Diese Schwierigkeiten hielten

mehrere Monate an, seit Oktober 2009 funktioniert die Station jedoch wieder fehlerfrei.

Im Jahr 2009 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

Im Jahr 2005 – also nach nahezu 20 Betriebsjahren – wurde die Umrüstung des NADAM-Netzes in Angriff genommen. Dabei wurden die Stationen dem heutigen Stand der Technik angepasst und mit neuen Messsonden ausgerüstet. Der Umbau erfolgte parallel zur Erneuerung des Messnetzes von MeteoSchweiz. Im Verlauf von 2009 konnte die Erneuerung des NADAM-Netzes erfolgreich abgeschlossen werden. Die letzte 6 Stationen (Adelboden, Basel, Genf, Piotta, Stabio, Kloten) wurden zwischen dem 12. Juni 2009 und dem 08. Dezember 2009 umgerüstet. Zwei Stationen, Hinterrhein und PSI, werden nicht mit neuen Messsonden ausgerüstet, bleiben aber vorläufig im Betrieb. Auf den Ersatz konnte verzichtet werden, weil es in der unmittelbaren Umgebung dieser zwei Stationen bereits andere Messstationen gibt. Im Jahr 2008 wurde die Station San Bernardino neu mit einer NADAM-Sonde ausgerüstet. Diese Station ist in Luftlinie ungefähr 7 km von Hinterrhein entfernt. Die NADAM-Station PSI hat im Umkreis von 500m drei MADUK-Stationen. In beiden Fällen kann man also ohne Verlust auf die Umrüstung verzichten.

Im Jahr 2009 wurden keine zusätzliche Standorte mit Messsonden ausgerüstet, für die nächsten 3 Jahren sind insgesamt sechs neue Standorte geplant.



**Figur 2:**

Karte der Jahresmittelwerte 2009 der NADAM-Sonden. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 93 und 195 nSv/h.

## Jahresmittelwerte und Erfahrungswerte 2009

Eine Übersicht der Jahres- sowie der extremen Tagesmittelwerte für die einzelnen Stationen ist in den Fig. 1 und 2 dargestellt.

Wie jedes Jahr wurden die bisherigen Erfahrungswerte anhand der aktuellen Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst. Insbesondere bei den 6 Stationen, welche 2009 mit einer neuen Messsonde ausgerüstet wurden, waren Anpassungen an den bisherigen Erfahrungswerten erforderlich. Alle Jahres- und Erfahrungswerte sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Bei den 2009 umgerüsteten Stationen Basel (BS) und Piotta (TI) war die Betriebszeit nach der Umrüstung kürzer als drei Monate. Deshalb wurde an diesen Standorten der Erfahrungs- und Jahresmittelwert noch mit den Werten der alten Sonde berechnet. Für die drei umgerüsteten Stationen Adelboden (BE), Genf (GE) und Zürich/Kloten (ZH) wurden die Erfahrungs- und Jahresmittelwerte basierend auf den Daten seit Inbetriebnahme der neuen Sonde ermittelt (siehe Tabelle 1, fett hervorgehoben). Weil die Station Stabio (TI) bis am 07.10 ausser Betrieb war, mussten die Erfahrungs- und Jahresmittelwert auf einer Datenbasis von weniger als drei Monaten berechnet werden.

Wegen einer Pannenreihe erfolgten an der Station Samedan mehrere Sondenwechsel. Für die Jahresmittel- und Erfahrungswert-Berechnung wurden trotzdem alle Daten benützt.

### Berechnung der Jahresmittelwerte und der Erfahrungswerte

Der Erfahrungswert dient als Vergleichswert für die automatische Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten. Er soll für jede Station repräsentativ sein und nicht von besonderen Bedingungen geprägt werden. So kann z.B. im Winter der Anteil der terrestrischen Strahlung durch die Schneedecke stark reduziert werden. Für die Bestimmung des Erfahrungswertes wurden solche Tagesmittelwerte nicht berücksichtigt.

Beim Jahresmittelwert wurden hingegen alle plausiblen Tagesmittelwerte berücksichtigt. Deshalb unterscheiden sich Erfahrungs- und Jahresmittelwert vor allem bei denjenigen Stationen, deren Standorte im Winterhalbjahr über einen längeren Zeitraum unter einer Schneedecke liegen (siehe z.B. Stationen Gütsch und San Bernardino).

## Eine detailliertere Analyse für die Station Disentis

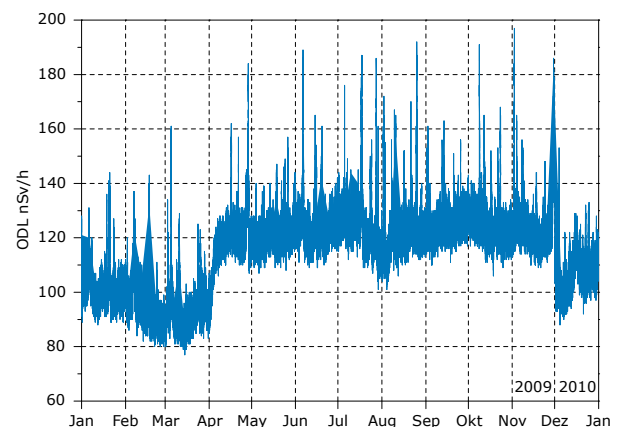
Die natürlich bedingte Ortsdosisleistung wird vom Standort (geologischer Untergrund, Höhe über Meer) und von den meteorologischen Verhältnissen (Regen, Schneedecke) beeinflusst.

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

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

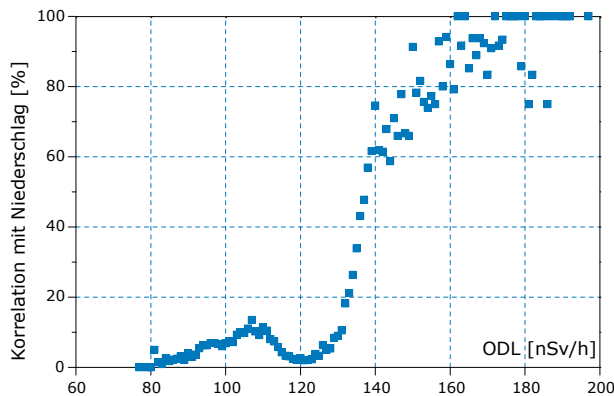
Die Beiträge der terrestrischen und der kosmischen Strahlung führen zu den regional beobachteten Unterschieden bei den Jahresmittelwerten.

Die Schwankungen des ODL-Verlaufs einer Station innerhalb eines Jahres reflektieren dann grösstenteils die variablen meteorologischen Verhältnisse am Standort (siehe Figur 3).



**Figur 3:**  
Zeitverlauf 10-Min-ODL-Daten der Station Disentis im Jahr 2009.

In dieser Darstellung kann man die Einflüsse von Regen und Schnee auf die ODL-Daten gut erkennen. Einerseits sieht man, dass in den Wintermonaten die ODL-Daten durchschnittlich tiefer sind als in den Sommermonaten. Die Schneedecke schirmt die terrestrische Strahlung ab. Den gleichen Effekt erkennt man an den minimalen Tagesmittelwerten der Stationen Bullet / La Frêtaz, Davos und Ulrichen (Figur 1).



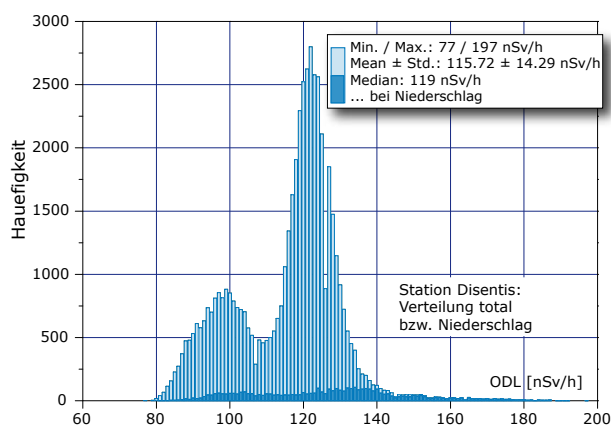
**Figur 4:**  
Korrelation zwischen 10-Min-ODL-Daten mit Niederschlag. Die ODL-Daten über 150 nSv/h korrelieren in 75% - 100% der Fälle mit Niederschlägen.

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

In Figur 4 ist die Korrelation der ODL-Daten mit dem Niederschlag dargestellt. Die ODL-Daten über 150 nSv/h korrelieren in 75% - 100% der Fälle mit Niederschlägen.

Die ODL-Spitzen, die man in Figur 3 beobachtet, lassen sich sehr gut mit den Niederschlägen erklären. Der Niederschlagseffekt zeigt sich auch sehr gut in den maximalen Tagesmittelwerten der Stationen St. Gallen, Sion und Zürich / Affoltern (Figur 1).

Figur 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der 10-Minuten ODL-Daten.



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

Hellblau kennzeichnet die Verteilung aller ODL-Daten, dunkelblau nur diejenigen bei Niederschlägen (Schnee oder Regen).

Bei der hellblauen Kurve sind zwei lokale Maxima gut sichtbar. Das erste Maximum, das ungefähr bei 98 nSv/h liegt, entspricht dem häufigsten Wert an Tagen mit geschlossener Schneedecke. Das zweite Maximum (bei ungefähr 122 nSv/h) entspricht dem häufigsten Wert der Tage ohne Schneedecke. Dieser Wert entspricht auch dem Erfahrungswert für Disentis (siehe Tabelle 1).

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

## Qualitätssicherung

Die neuen Sonden sind vom Hersteller typengeprüft und wurden durch das Institut universitaire de radiophysique appliquée (IRA) geeicht. Im Einverständnis mit der Aufsichtsbehörde wurde die Gültigkeit des Eichzertifikats auf fünf Jahre festgelegt. Nach Ablauf dieser Zeit werden die Sonden neu geeicht.

Während der jährlichen Funktionsprüfungen werden Sonden, welche eine Abweichung von mehr als 7% des gemessenen Wertes zum Sollwert aufzeigen, ausgewechselt.

Die Resultate für 2009 zeigen, dass sowohl die neuen als auch die alten NADAM-Stationen stabil und zuverlässig sind.

## Sondentests und Sondenwechsel bei den NADAM-Sonden

Im Jahr 2009 wurde die vollständige Erneuerung der NADAM-Sonden abgeschlossen. Die neuen Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren ausgerüstet, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Dadurch erhöht sich die Genauigkeit der Messungen im Untergrundsbereich. Der Messbereich wird auch wesentlich grösser (10 nSv/h - 10 Sv/h) und deckt nun die ganze Spanne bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach einem A-Waffenunfall zu messen wären. Weitere Verbesserungen ergeben sich bei der Eichung der einzelnen Sonden, bei der direkten Berechnung von Impuls/Sekunde auf  $\mu\text{Sv/h}$ , und beim Abzug des Eigeneffekts. Dieser ist vom Hersteller für jede Sonde einzeln gemessen worden und wird automatisch vom Messwert subtrahiert.



**Figur 6:**  
Alte Sonde wird ausgebaut.



**Figur 7:**  
Sonde wird gewechselt.



**Figur 8:**  
Schachtel für Sondentest.



**Figur 9:**  
Set für Sondentest: Plastikzylinder, Quelle.



**Figur 10:**  
Quelle auf die Sonde positioniert.

1. sera@naz.ch möglichst - bei KKW zwingend - am Vortag informieren  
! Eichung vor arbeitsfreien Tagen nur nach Absprache mit NAZ !

2. ca 10' vor Beginn der Aktion NAZ+CSNAT informieren

3. 10' Wert mit alter Sonde

|                  |      |    |
|------------------|------|----|
| Zeit (UTC)       | 9:14 | 95 |
| Wert (inkl. BGR) | 2.14 | 95 |

4. Sonde wechseln + Source aufsetzen

|                  |       |      |
|------------------|-------|------|
| Zeit (UTC)       | 9:23  | 2700 |
| Wert (inkl. BGR) | 9.30  | 4501 |
|                  | 9.42  | 1302 |
|                  | 9.52  | 32   |
|                  | 10:05 | 100  |

5. nächste 10'-Werte

|                  |      |    |
|------------------|------|----|
| Zeit (UTC)       | 9:14 | 95 |
| Wert (inkl. BGR) | 2.14 | 95 |

6. Toleranz-Check

|                           |      |                          |      |
|---------------------------|------|--------------------------|------|
| C1 (aus Config.ini)       | 1    | BGR Background Radiation | 95   |
| Untere Limite (inkl. BGR) | 4140 | Messwert                 | 4301 |
|                           |      | Obere Limite (inkl. BGR) | 485  |

7. NAZ + CSNAT nach Abschluss der Aktion (auch bei Abbruch) informieren, Alarm eingetroffen

Alarm OK ☒

**Figur 11:**  
Kontrolle der ODL-Daten  
(Formular von MeteoSchweiz).

Die NAZ verfügt insgesamt über 80 Sonden für 60 Stationen. Die Sonden werden jährlich getestet und alle fünf Jahre geeicht. Die jährlichen Sonden-tests werden von MeteoSchweiz gleichzeitig mit dem Unterhalt der gesamten Meteo-Station durchgeführt. Bei Bedarf können auch Sonden ausgewechselt werden. Die ersetzten Sonden werden dann für die Eichung zur IRA geschickt. Routinemässig betrifft dies ungefähr 15 Sonden pro Jahr.

#### Vorgehen bei einem Sondentest mit Sondenwechsel:

Anlässlich des jährlichen Sondentests wird ein Funktionstest der NADAM-Sonde durchgeführt. Um die Meldewege zu überprüfen, wird dabei auch ein Alarm ausgelöst. Bevor der Test gestartet wird, muss deshalb die Alarmstelle NAZ informiert werden. Dann kann der Sondentest vorbereitet werden:

- Turnusgemäss werden diejenigen Sonden ausgewechselt, die für die Eichung zur IRA gesendet werden sollen.
- Um den Test durchzuführen, müssen die untere und obere Limite bekannt sein. Die Seriennummer der (eventuell neuen) Sonde, die Seriennummer der Quelle und die Untergrundmessung werden in den Computer eingegeben. Die Applikation zeigt dann die zwei Limiten.
- Die  $^{137}\text{Cs}$ -Quelle (360 kBq) wird auf der NADAM-Sonde positioniert. Sie ist in einem ersten Ring enthalten, der von aussen mit einem zweiten Ring abgeschirmt wird. Ein gelochter Plastikzylinder positioniert sie auf der Höhe von 1 Meter über Boden.
- Nachdem die Quelle angebracht ist, muss der Messwert alle 10 Minuten abgelesen werden. Sobald der Messwert im richtigen Wertebereich liegt wird die Quelle wieder entfernt.
- Zum Schluss wird die Alarmstelle NAZ (ASNAZ) wieder kontaktiert. Der Abschluss des Tests wird gemeldet und es wird überprüft, ob alle Alarmmeldungen eingegangen sind. Alle Tätigkeiten werden protokolliert

**Tabelle 1: Erfahrungswerte und Jahresmittelwerte der NADAM-Stationen**

Die im Jahr 2009 mit neuen Sonden ausgerüsteten Stationen sind fett markiert. Bei den mit einem \* bezeichneten Stationen wurden nur die Messdaten der alten Sonde berücksichtigt, da die Betriebszeit der neuen Sonde im Jahr 2009 weniger als drei Monate betrug. Die zwei Stationen, welche noch mit alten Sonden ausgerüstet sind (Hinterrhein und PSI) sind mit zwei \*\* bezeichnet.

| Station                      | Datum der Inbetriebnahme | Jahresmittelwerte [nSv/h]<br>alle Tagesmittelwerte | Erfahrungswerte [nSv/h]<br>Jahresmittelwert ohne Schneetage |
|------------------------------|--------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|
| Aadorf/Tänikon (TAE)         | 04.10.06                 | 102                                                | 102                                                         |
| <b>Adelboden (ABO)</b>       | <b>24.08.09</b>          | <b>111</b>                                         | <b>112</b>                                                  |
| Aigle (AIG)                  | 01.09.05                 | 130                                                | 130                                                         |
| Altdorf (ALT)                | 08.12.08                 | 131                                                | 132                                                         |
| <b>Basel (BAS)*</b>          | <b>09.12.09</b>          | <b>110</b>                                         | <b>110</b>                                                  |
| Bern/Zollikofen (BER)        | 03.08.06                 | 107                                                | 108                                                         |
| Beznau (BEZ)                 | 03.06.08                 | 108                                                | 108                                                         |
| Buchs/Aarau (BUS)            | 05.05.08                 | 104                                                | 105                                                         |
| Bullet/La Frétaz (FRE)       | 24.02.06                 | 109                                                | 118                                                         |
| Chasseral (CHA)              | 05.12.06                 | 106                                                | 112                                                         |
| Chur (CHU)                   | 23.03.07                 | 111                                                | 112                                                         |
| Col du Gd-St Bernard (GSB)   | 11.11.05                 | 132                                                | 137                                                         |
| Davos (DAV)                  | 14.12.06                 | 137                                                | 150                                                         |
| Disentis/Sedrun (DIS)        | 14.12.06                 | 115                                                | 122                                                         |
| Engelberg (ENG)              | 14.12.06                 | 93                                                 | 96                                                          |
| Fahy/Boncourt (FAH)          | 12.04.06                 | 120                                                | 120                                                         |
| <b>Genève-Cointrin (GVE)</b> | <b>12.06.09</b>          | <b>108</b>                                         | <b>108</b>                                                  |
| Glarus (GLA)                 | 13.10.05                 | 95                                                 | 97                                                          |
| Gösgen (GOE)                 | 03.06.08                 | 103                                                | 103                                                         |
| Gütsch ob Andermatt (GUE)    | 01.09.05                 | 144                                                | 171                                                         |
| Güttingen (GUT)              | 29.08.06                 | 105                                                | 105                                                         |
| Hinterrhein (HIR)**          | -                        | 140                                                | 164                                                         |
| Hörnli (HOE)                 | 03.12.08                 | 94                                                 | 95                                                          |
| Jungfrauoch (JUN)            | 29.08.06                 | 195                                                | 195                                                         |
| La Chaux-de-Fonds (CDF)      | 10.11.05                 | 111                                                | 120                                                         |
| La Dôle (DOL)                | 14.12.06                 | 111                                                | 117                                                         |
| Le Moléson (MLS)             | 14.10.08                 | 102                                                | 104                                                         |
| Leibstadt (LEI)              | 03.06.08                 | 93                                                 | 93                                                          |
| Locarno-Monti (OTL)          | 23.03.07                 | 158                                                | 158                                                         |
| Lugano (LUG)                 | 04.10.06                 | 121                                                | 121                                                         |
| Luzern (LUZ)                 | 05.12.06                 | 105                                                | 105                                                         |
| Magadino/Cadenazzo (MAG)     | 15.02.06                 | 134                                                | 135                                                         |
| Mühleberg (MUB)              | 26.05.08                 | 108                                                | 108                                                         |
| Napf (NAP)                   | 03.07.07                 | 101                                                | 107                                                         |
| Neuchâtel (NEU)              | 14.07.08                 | 96                                                 | 96                                                          |
| Nyon /Changins (CGI)         | 13.10.05                 | 115                                                | 115                                                         |
| Payerne (PAY)                | 05.12.06                 | 102                                                | 102                                                         |
| <b>Piotta (PIO)*</b>         | <b>21.10.09</b>          | <b>136</b>                                         | <b>148</b>                                                  |
| Plaffeien (PLF)              | 08.08.05                 | 102                                                | 105                                                         |
| Poschiavo/Robbia (ROB)       | 23.01.08                 | 154                                                | 163                                                         |
| PSI/Würenlingen (PSI)**      | -                        | 104                                                | 104                                                         |
| Pully (PUY)                  | 19.01.06                 | 118                                                | 118                                                         |
| Rünenberg (RUE)              | 09.08.06                 | 103                                                | 103                                                         |

| Station                    | Datum<br>der Inbetriebnahme | Jahresmittelwerte<br>[nSv/h]<br>alle Tagesmittelwerte | Erfahrungswerte<br>[nSv/h]<br>Jahresmittelwert ohne Schneetage |
|----------------------------|-----------------------------|-------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|
| Samedan (SAM)              | 03.07.07                    | 142                                                   | 158                                                            |
| San Bernardino (SBE)       | 19.01.06                    | 131                                                   | 154                                                            |
| Säntis (SAE)               | 30.11.05                    | 121                                                   | 121                                                            |
| Schaffausen (SHA)          | 30.07.08                    | 107                                                   | 107                                                            |
| Scuol (SCU)                | 24.02.06                    | 117                                                   | 121                                                            |
| Sion (SIO)                 | 13.10.05                    | 120                                                   | 122                                                            |
| St. Gallen (STG)           | 23.01.08                    | 105                                                   | 106                                                            |
| <b>Stabio (SBO)</b>        | <b>08.10.09</b>             | <b>138</b>                                            | <b>139</b>                                                     |
| Ulrichen (ULR)             | 28.05.08                    | 144                                                   | 175                                                            |
| Vaduz (VAD)                | 03.08.06                    | 106                                                   | 106                                                            |
| Visp (VIS)                 | 29.09.08                    | 130                                                   | 131                                                            |
| Wädenswil (WAE)            | 04.06.08                    | 109                                                   | 110                                                            |
| Wynau (WYN)                | 29.09.05                    | 102                                                   | 103                                                            |
| Zermatt (ZER)              | 01.09.05                    | 125                                                   | 134                                                            |
| Zürich/Affoltern (REH)     | 11.09.07                    | 106                                                   | 106                                                            |
| Zürich/Fluntern (SMA)      | 11.07.07                    | 109                                                   | 109                                                            |
| <b>Zürich/Kloten (KLO)</b> | <b>24.09.09</b>             | <b>106</b>                                            | <b>106</b>                                                     |

## 3.4 Aeroradiometrische Messungen

**B. Bucher<sup>1</sup>, G. Butterweck<sup>2</sup>, L. Rybach<sup>3</sup>, G. Schwarz<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

<sup>2</sup> Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

<sup>3</sup> Institut für Geophysik, ETH Zürich, 8092 Zürich

### Zusammenfassung

Bei der jährlichen Messübung des Stab BR NAZ vom 22. bis 26. Juni 2009 wurde turnusgemäss im Auftrag des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorats (ENSI) die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) aeroradiometrisch vermessen. Die Messungen ergaben ähnliche Werte wie in früheren Jahren. So wurde beim KKM Streustrahlung des Aktivierungsprodukts  $^{16}\text{N}$  gemessen. Über dem KKG wurden keine erhöhten Werte festgestellt. Ausserhalb der umzäunten Areale wurde keine künstliche Radioaktivität gemessen, welche nicht auf den Tschernobyl- oder Bombentest-Fallout zurückzuführen wäre.

KKW-Störfälle, Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren und «Dirty» Bombs im Vordergrund. Die jährlichen Messprogramme werden durch die Fachgruppe Aeroradiometrie festgelegt. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit 2004 durch das Paul Scherrer Institut (PSI).

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

### Einleitung

Aeroradiometrische Messungen in der Schweiz begannen 1986. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). In der Zeit von 1989 bis 1993 wurde die Umgebung (jeweils rund 50 km<sup>2</sup>) der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei abwechselnd die Umgebung von zwei (KKG und KKM) bzw. vier Kernanlagen (KKB, KKL, PSI und ZWILAG) vermessen werden. 1992 und 1995 wurden ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich zwei neue Messgeräte gebaut (16.8 und 4.0 l Detektoren).

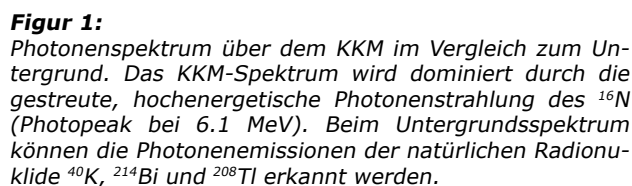
Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte Online-Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001).

Im Jahre 1994 wurde die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material,

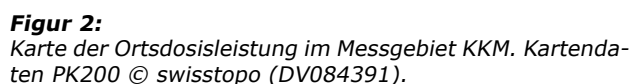
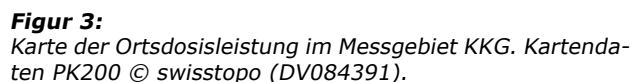
### Messungen und Messresultate 2009

Die Messflüge 2009 fanden vom 22. bis 26. Juni unter der Leitung von G. Scharding (Nationale Alarmzentrale) statt. Turnusgemäss wurde das Messgebiet um die Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) aeroradiometrisch vermessen. Als Schwerpunkt der Übung 2009 nahm die Schweiz zusammen mit Frankreich an einer trinationalen Übung in Deutschland teil.

Die Ergebnisse im Messgebiet KKG und KKM zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. Einmal mehr konnte das KKM anhand der gestreuten Photonenstrahlung des Aktivierungsproduktes  $^{16}\text{N}$  (Gammahauptlinie bei 6.1 MeV) detektiert werden (Figur 1). Das Aktivierungsprodukt  $^{16}\text{N}$  gelangt bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die gestreute Gammastrahlung des  $^{16}\text{N}$  im Energiebereich von 0 – 3 MeV aus der Luft gut gemessen werden.



In der Karte der Ortsdosisleistung für das Messgebiet KKG sind keine erhöhten Werte erkennbar (Figur 3). KKG ist wie bereits in allen vorausgehenden Jahren aeroradiometrisch nicht zu erkennen.



- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Bucher, B., Butterweck, G., Rybach, L., Schwarz, G., Strobl, Ch., 2010: Aeroradiometrische Messungen im Rahmen der Übung ARM09. PSI-Bericht Nr. 10-01, ISSN 1019-0643.
- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.
- Schwarz, G. F., Klingelé, E. E., Rybach, L., 1991: Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen. Bericht für das Jahr 1991 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 4

## Umwelt

## Environnement

|                                                                                                                                                 |           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets</b> | <b>54</b> |
| Résumé                                                                                                                                          | 54        |
| Air                                                                                                                                             | 54        |
| RADAIR Réseau automatique de surveillance de l'air                                                                                              | 55        |
| Précipitations                                                                                                                                  | 58        |
| Rivières                                                                                                                                        | 59        |
| Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération                                                               | 60        |
| <b>4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen</b>                                                                        | <b>61</b> |
| Zusammenfassung                                                                                                                                 | 61        |
| Vorgeschichte                                                                                                                                   | 61        |
| Sammlung und Messung der Proben                                                                                                                 | 62        |
| <b>4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen</b>                                                                                               | <b>64</b> |
| Zusammenfassung                                                                                                                                 | 64        |
| Ziele                                                                                                                                           | 64        |
| Methoden                                                                                                                                        | 64        |
| Kernanlagen                                                                                                                                     | 65        |
| Andere Betriebe                                                                                                                                 | 70        |
| <b>4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe</b>                                                                                                   | <b>73</b> |
| Résumé                                                                                                                                          | 73        |
| Introduction                                                                                                                                    | 73        |
| Résultats et discussion                                                                                                                         | 74        |
| Conclusions                                                                                                                                     | 74        |
| <b>4.5 Quell- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien</b>                                                                               | <b>77</b> |
| Zusammenfassung                                                                                                                                 | 77        |
| Messungen von Radioisotopen im Grundwasser bei MuttENZ                                                                                          | 77        |



## 4.1

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

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

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

## Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement obtenus en 2009 n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Seules des traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air, les précipitations ou les rivières, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération.

## Air

L'OFSP exploite trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'air. Le premier se compose de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m<sup>3</sup>/h) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg). Le deuxième, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m<sup>3</sup>/h) situés à Oberschrot/FR, Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Le réseau RADAIR, par exemple, est un système d'alerte dont l'objectif est de permettre une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l'air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont envoyés à la centrale toutes les 30 minutes. Cependant la limite de détection pour une activité bêta artificielle nette n'est que d'environ 0.5 Bq/m<sup>3</sup> pour des durées de collection et de mesure de 30 minutes. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à 1 semaine, les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire. Le délai pour l'obtention des résultats est donc de quelques jours, par contre les limites de détection sont très faibles, env. 0.5 µBq/m<sup>3</sup> pour le <sup>137</sup>Cs. Ces installations permettent ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l'environnement.

### Collecteurs d'aérosols à haut débit

Les concentrations des différents radionucléides mesurées dans les filtres à aérosols provenant des 5 collecteurs à haut débit (High Volume Sampler) sont disponibles en ligne à l'adresse suivante:

<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02372/02378/index.html?lang=fr>

Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés au laboratoire de l'OFSP où ils sont analysés par spectrométrie gamma. En résumé, pour l'année 2009, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radio-éléments d'origine naturelle  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  prédominent. Des valeurs comprises entre 1.2 et 8.6 et entre 0.1 et 2.4 mBq/m<sup>3</sup> ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de  $^{22}\text{Na}$ , également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 1.4 µBq/m<sup>3</sup>). Le  $^{137}\text{Cs}$ , attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations. Les activités mesurées pour cet isotope sont toutefois très faibles (Exemple de Klingnau/AG: valeur médiane 0.5 µBq/m<sup>3</sup>, maximum 2.4 µBq/m<sup>3</sup>).

Des traces de  $^{24}\text{Na}$  et de  $^{131}\text{I}$  ont été sporadiquement détectées dans les filtres aérosols du CERN (valeurs comprises entre 9 et 18 µBq/m<sup>3</sup> et entre 0.6 et 1.8 µBq/m<sup>3</sup> respectivement). Ces radioisotopes, d'une demi-vie de 15h pour le  $^{24}\text{Na}$  et de 8 jours pour le  $^{131}\text{I}$ , sont produits dans les accéléra-

teurs de particules du centre de recherche. Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immissions stipulées dans l'ORaP (100 Bq/m<sup>3</sup> pour le  $^{24}\text{Na}$ , et 2.7 Bq/m<sup>3</sup> pour le  $^{131}\text{I}$ ) et ne présentent aucun danger du point de vue radiologique.

### Voisinage des centrales nucléaires

(voir aussi Chap. 8.5)

Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen, Beznau (mesures PSI) et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2009, à l'exception de traces de  $^{137}\text{Cs}$  (0.4 à 2.2 µBq/m<sup>3</sup>) attribuables à la remise en suspension d'anciennes contaminations dues aux essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi qu'à l'accident de Tchernobyl. Comme dans les stations situées hors influence, la radioactivité des aérosols collectés au voisinage des centrales nucléaires est ainsi essentiellement d'origine naturelle. Avec des valeurs comprises respectivement entre 0.2 et 4.6 et entre 0.1 et 1.0 mBq/m<sup>3</sup>, les radionucléides  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  sont en effet nettement prépondérants.

### RADAIR

Réseau automatique de surveillance de l'air

### Les modifications apportées en 2009

Le projet de rénovation de la centrale ainsi que de la gestion des données du système RADAIR s'est poursuivi en 2009 et se terminera en 2010. A terme, les principales améliorations seront les suivantes:

Etat des moniteurs  
22.03.2010 12:00 UTC Actualiser



Graphiques



Figure 1:

Aperçu de RADAIR web

a) Visualisation de l'état des moniteurs; b) génération de graphiques pour la visualisation des données.

- La gestion et le suivi des alarmes techniques et radiologiques du réseau ainsi que la visualisation des données, sous forme de cartes ou de graphiques, s'effectueront depuis un site web (Fig 1).
- Le traitement et la validation des données s'effectuera par le biais du logiciel Excel dans lequel un menu spécial «RADAIR» sera ajouté. Il permettra d'accéder à la base de données, d'effectuer des calculs, d'afficher les différents paramètres de mesure, de valider (ou non) les résultats.
- La gestion des moniteurs et la télémaintenance, anciennement effectuées depuis le logiciel RADAIR, se feront depuis le programme d'administration de la centrale RADAIR.

Outre ce projet majeur de rénovation, d'autres améliorations ont été apportées au réseau au cours de l'année sous revue. Notons par exemple, que les moniteurs aérosols des stations de Sion et de la Jungfrau, ainsi que le moniteur d'iode de Fribourg ont été équipés de nouvelles lignes de transmission sécurisées à haut débit (ADSL). Le matériel ainsi que le logiciel des PC de mesure ont été adaptés pour fonctionner sous Windows XP.

Notons pour terminer que la procédure de validation des résultats de mesure a été modifiée: la correction manuelle systématique, par un opérateur, des concentrations bêta d'origine artificielle fournies automatiquement par l'algorithme de compensation des moniteurs a ainsi été abandonnée en 2009 (voir paragraphe «les mesures»).

## Les mesures

### Collecteurs d'aérosols:

Les activités  $\alpha/\beta$  totales, mesurées par les moniteurs RADAIR, peuvent être consultées en temps réel sur Internet, à l'adresse [www.radair.ch](http://www.radair.ch) (mise à jour toutes les 30 minutes).

Rappelons que les activités  $\alpha$  totales mesurées dans l'environnement sont supposées d'origine naturelle (gaz radon émanant du sol ainsi que ses produits de filiation). A cette activité  $\alpha$  naturelle est, en tout temps, associée une activité  $\beta$  naturelle. Cependant, en cas d'incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère, l'activité  $\beta$  totale mesurée, comprend en plus de cette part naturelle, une contribution d'origine artificielle que nous cherchons à déterminer. L'activité  $\beta$  artificielle moyenne normée ( $B_{art}$ ), qui constitue la véritable grandeur d'intérêt, est ainsi calculée à l'aide d'un algorithme de compensation qui soustrait une part constante de l'activité  $\alpha$  totale naturelle ( $A_{tot}$ ) à l'activité  $\beta$  totale ( $B_{tot}$ ) mesurée:

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

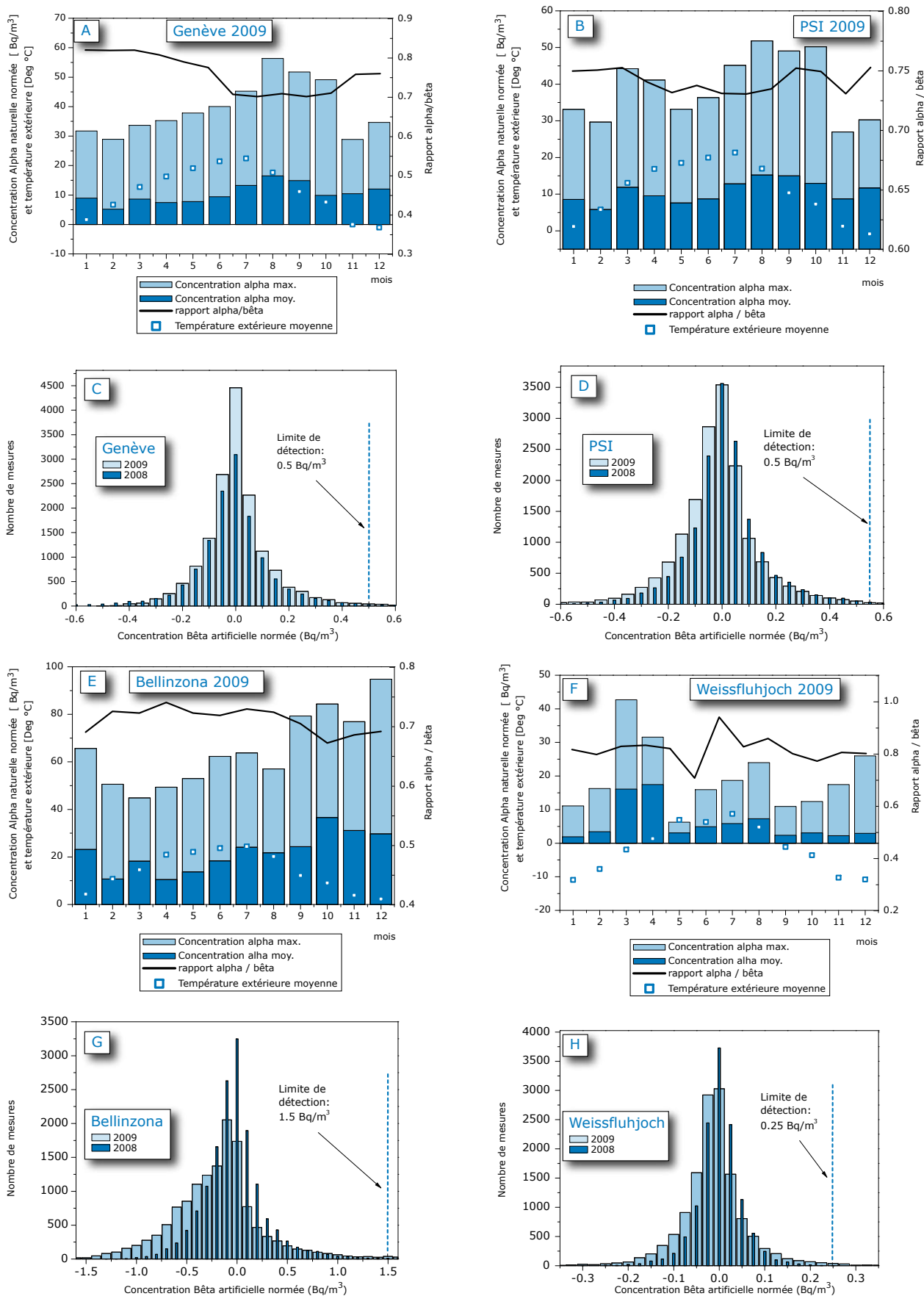
Le facteur  $f$  est appelée facteur de compensation  $\alpha/\beta$ . Il est déterminé sur la base du rapport entre les émetteurs  $\alpha$  et les émetteurs  $\beta$  de chaque mesure, durant une période déterminée. Il fluctue selon la météorologie, la période de l'année et le site de prélèvement. Ce facteur prédéfini, est corrigé régulièrement par télémaintenance au sein de chaque moniteur. Les graphiques A), B), E) et F) de la figure 2 montrent qu'il fluctue en moyenne de 0.65 à 0.85. Pour les stations d'altitude, où les concentrations  $\alpha$  et  $\beta$  peuvent être très faibles, il varie très fortement.

La figure 2 montre les concentrations  $\alpha$  naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2009 aux stations de Genève, du PSI, de Bellinzona et du Weissfluhjoch ainsi que les histogrammes des concentrations  $\beta$  artificielles obtenues après compensation.

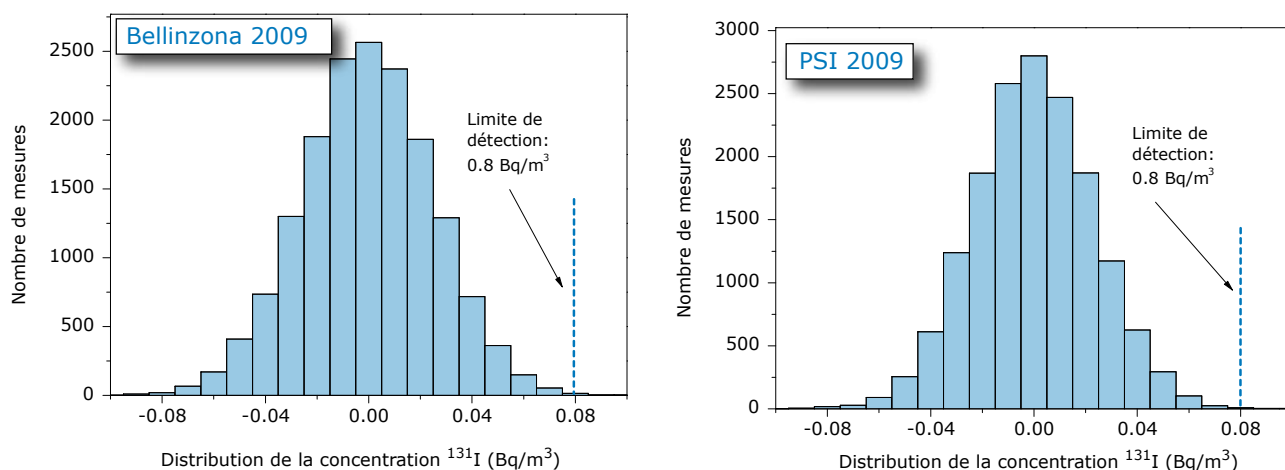
Les concentrations  $\alpha$  maximales enregistrées dans les différentes stations dépendent de la situation géographique ainsi que de la nature géologique du sol. Pour une station donnée, ces valeurs fluctuent également au cours de l'année en fonction des conditions météorologiques: à Genève, au PSI et à Bellinzona, ces fluctuations ont été plus limitées qu'au Weissfluhjoch où la concentration mensuelle maximale a varié d'un facteur 10 au cours de l'année.

Les différences marquées entre concentrations maximales et concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle allant de 5 à 90 Bq/m<sup>3</sup> suivant les sites (le phénomène d'inversion thermique limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent alors près du sol durant la nuit).

Plus les fluctuations de radioactivité naturelle sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence et donc plus la limite de détection de la concentration  $\beta$  artificielle sera élevée. On observe ainsi un rapport d'environ 80 à 100 entre la limite de détection des concentrations  $\beta$  artificielles et les valeurs maximales des concentrations  $\alpha$ . La présence irrégulière du radon et de ses produits de filiation sur le sol suisse est ainsi responsable des différences notables observées en fonction des sites dans les limites de détection de la radioactivité  $\beta$  d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration  $\beta$  (graphiques C, D, G et H de la figure 2) montrent ces limites. Malgré, un bon suivi de la compensation, les incidents de radioactivité plus petits que 0.5 à 1.5 Bq/m<sup>3</sup> ne sont pas décelables par les moniteurs situés en plaine. Cette limite s'abaisse à 0.2 Bq/m<sup>3</sup> pour les stations d'altitude.


**Figure 2:**

Les graphiques A), B), E) et F) montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes et maximales ainsi que les températures mensuelles moyennes et le facteur de compensation enregistrés en 2009 aux stations de Genève, PSI, Bellinzona et Weissfluhjoch. Les graphiques C), D), G) et H) représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2008 et 2009 à ces mêmes stations.



**Figure 3:**  
Histogrammes de la concentration moyenne du  $^{131}\text{I}$  des stations de Bellinzona et du PSI en 2009.

De manière générale, les histogrammes des concentrations  $\beta$  artificielles moyennes normées enregistrés en 2008 et en 2009 montrent que les limites de détection sont restées sensiblement les mêmes pour ces deux années, nonobstant l'abandon de la procédure de correction manuelle systématique de la compensation par un opérateur. Pour les sites de Bellinzona et du Weissfluhjoch, en revanche, l'histogramme 2009 de la concentration  $\beta$  artificielle moyenne normée est plus évasé que celui de 2008 indiquant que la compensation automatique a été moins bonne.

Notons pour terminer qu'aucune activité  $\beta$  d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par le réseau RADAIR en 2009.

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

Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux ( $^{131}\text{I}$ ) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à la limite de détection de 0.1 Bq/m<sup>3</sup>.

La figure 3 montre l'histogramme de la concentration moyenne du  $^{131}\text{I}$  enregistré dans les stations de Bellinzona et du PSI.

#### Les pannes:

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2009 entre 90 et 99% suivant les stations. D'une manière générale, les pannes les plus courantes sont des pertes de communication, des coupures de courant, des défauts au niveau des alimentations des PC de mesure, des problèmes de manipulation survenant lors de la mise en place des filtres et enfin des pannes de pompe.

## Précipitations

Des échantillons de pluie sont collectés en continu aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos/GR, Cernier/NE, Fribourg et Locarno-Monti/TI) pour l'analyse mensuelle des émetteurs gamma. Des échantillons de précipitations ont également été collectés à Güttingen/TG, mais l'installation étant en phase de test (développement d'un nouveau débitmètre), les résultats obtenus en 2009 n'étaient que qualitatifs.

A l'exception de traces sporadiques de  $^{137}\text{Cs}$  (valeur maximale de 2.3 mBq/l enregistrée à Locarno-Monti), aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les précipitations au cours de l'année 2009. Des valeurs comprises entre 0.1 et 1.8 Bq/l ont été mesurées pour le  $^7\text{Be}$  naturel.

Divers laboratoires ou instituts mesurent mensuellement le tritium ( $^3\text{H}$ ) dans des échantillons de précipitations. Les résultats des analyses effectuées par l'Université de Berne (Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik) sur mandat de l'OFSP sont résumés au Chapitre 7.1 (stations de Bâle, Bern, Grimsel, Guttannen, La Brévine, Locarno, Meiringen, Nyon, Sion, St. Gallen et Vaduz).

La diminution progressive du nombre d'ateliers de posage spécialisés dans l'application de peintures luminescentes à base de tritium, amorcée dans la région de La Chaux-de-Fonds il y a une dizaine d'années, s'est achevée par la disparition totale de cette activité en 2008. La surveillance du tritium dans les précipitations de La Chaux-de-Fonds a toutefois été maintenue en 2009. Les résultats des mesures ont montré que les concentrations de  $^3\text{H}$  dans ces échantillons sont restées inférieures à 2 Bq/l.

L'OFSP mesure le  $^3\text{H}$  dans les précipitations du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt. Le PSI analyse chaque mois les échantillons de pluie du voisinage du PSI, du ZWILAG ainsi que de la centrale nucléaire de Beznau. Les concentrations mensuelles de  $^3\text{H}$  enregistrées en 2009 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg (valeur maximale: 4.3 Bq/l, médiane: 2.2 Bq/l) et de Gösgen (valeur maximale: 2.5 Bq/l) sont restées proches de celles enregistrées dans des stations situées hors influence de ces installations.

Les concentrations mensuelles de  $^3\text{H}$  enregistrées au voisinage des centrales de Leibstadt et de Beznau ainsi qu'au PSI et au ZWILAG, situés dans un rayon de quelques kilomètres seulement, montrent que les concentrations sont généralement restées faibles avec ponctuellement des valeurs légèrement plus élevées (Exemple: valeur maximale de 41.2 Bq/l en septembre au PSI ou de 37.6 Bq/l en août au Zwilag). Ces valeurs sont cependant très inférieures aux valeurs limites autorisées (voir Chapitre 8.5).

#### Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium (voir également Chapitres 4.3 et 9.1)

Certaines industries ont recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. Dans le cadre de la surveillance ciblée de ces entreprises, des échantillons de précipitations sont récoltés à Teufen/AR (Firma RCT) ainsi qu'à Niederwangen/BE (Firma mb microtec). La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2009 sont résumés dans le tableau 1.

**Tableau 1:**

*Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de  $^3\text{H}$  en 2009.*

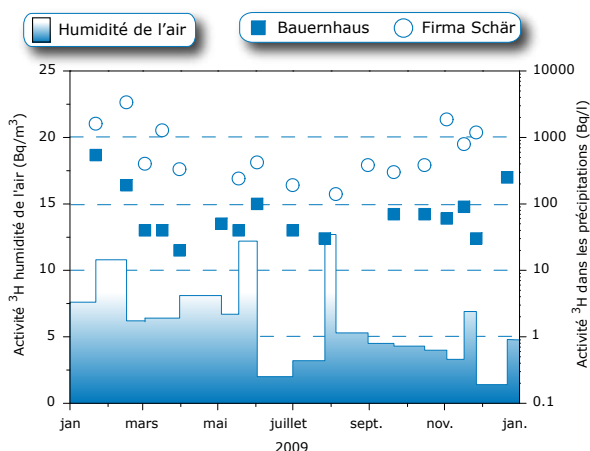
| Lieu                                        | Valeur min/max (Bq/l) | Moyenne (Bq/l) |
|---------------------------------------------|-----------------------|----------------|
| Teufen/AR<br>65 m E Firma TCT               | 40 – 580              | 180            |
| <b>Niederwangen/BE</b>                      |                       |                |
| Bauernhaus<br>300 m SE de l'entreprise      | 20 – 540              | 100            |
| Garage<br>200 m SW de l'entreprise          | 10 – 550              | 85             |
| Gemeinde Köniz<br>180 m NNW de l'entreprise | 30 – 750              | 160            |
| Firma Schär<br>320 m NE de l'entreprise     | 140 – 3'350           | 760            |

Les concentrations de  $^3\text{H}$  enregistrées en 2009 à Niederwangen sont généralement comparables à celles obtenues en 2008, celles mesurées à Teufen légèrement inférieures (voir Figure 10, Chapitre 4.3). Notons que la concentration maximale du tritium enregistrée dans les précipitations de Niederwangen/Firma représente environ 25% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public.

A Niederwangen, l'activité du  $^3\text{H}$  dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (figure 4). Les valeurs obtenues en 2009 se sont situées entre 1.4 et 12.7 Bq/m<sup>3</sup> avec une valeur moyenne de 6.1 Bq/m<sup>3</sup>.

#### Rivières

Les échantillons d'eau du Ticino (près de Contone) ainsi que du Rhône (près de Porte-du-Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle à l'exception de traces de  $^{137}\text{Cs}$  provenant d'anciennes contaminations (valeur maximale de  $5.4 \pm 1.8$  mBq/l enregistrée dans le Rhône/Chancy). Notons que suite à l'acquisition de nouveaux détecteurs plus sensibles, la limite de détection pour ce dernier isotope a été divisée d'un facteur deux environ. Ceci explique pourquoi des traces de  $^{137}\text{Cs}$  sont régulièrement enregistrées depuis 2008 aussi bien dans les eaux du Rhône que du Ticino alors que les concentrations étaient généralement inférieures à la limite de détection de 4-5 mBq/l les années précédentes. Les activités des émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chapitre 4.3.



**Figure 4:**  
Activité du tritium dans les précipitations en Bq/l (stations Bauernhaus et Firma Schär) et dans l'humidité de l'air en Bq/m<sup>3</sup> d'air (station Firma Schär) à Niederwangen/BE.

Les concentrations mensuelles de tritium mesurées en 2009 dans les eaux du Ticino et du Rhône sont inférieures à 2 Bq/l.

Dans les échantillons d'eau de l'Aar, collectés en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg, l'activité du  $^3\text{H}$  est également restée très faible avec une valeur maximale s'élevant à 2.5 Bq/l.

Les concentrations mensuelles de  $^3\text{H}$  enregistrées en 2009 dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2 Bq/l à l'exception de la période avril-mai, où, comme chaque année, une légère augmentation (4-5 Bq/l) est observée en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir Chapitre 8.5).

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

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne et La Chaux-de-Fonds ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienne afin de déterminer les concentrations de  $^3\text{H}$  et d' $^{131}\text{I}$  rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de l'industrie horlogère ou de la combustion de déchets contenant du tritium dans les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2009.

En juillet 2009, un pic de concentration de  $^3\text{H}$  dépassant 160'000 Bq/l a été observé dans l'échantillon journalier des eaux de lavage des fumées de l'usine

d'incinération de Bâle-Ville. Deux autres pics de concentration, certes plus faibles, mais dépassant tout de même les 10'000 Bq/l, (valeurs maximales de 39'000 et 17'000 Bq/l) ont également été détectés en 2009. Ces pics de concentration ont eu lieu sur de courtes périodes (1 ou 2 jours consécutifs). Ce phénomène, régulièrement observé par le passé, ne s'était plus produit depuis 2006. Son origine n'a par ailleurs jamais pu être éclaircie malgré les recherches menées par le laboratoire cantonal de Bâle-Ville en collaboration avec l'OFSP. La combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois l'explication la plus probable.

Etant donné la très grande dilution des rejets de la station d'incinération dans le Rhin (volume de l'eau de lavage des fumées rejeté dans le Rhin: 500 m<sup>3</sup> par jour; débit moyen du Rhin: 1'000 m<sup>3</sup> par seconde), les pics de concentration observés dans l'eau de lavage des fumées n'ont pas contribué à une augmentation significative de la teneur en  $^3\text{H}$  des eaux du Rhin. En effet, en juillet où ce pic de concentration a été observé, les concentrations mensuelles en  $^3\text{H}$  mesurées dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2 Bq/l.

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds, relativement élevées, s'expliquent par le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent également dans la STEP. Comme mentionné précédemment, ces valeurs sont toutefois en diminution constante depuis les années nonante, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du  $^3\text{H}$  dans les ateliers de posage (arrêt de cette activité en 2008)

**Tableau 2:**

Tritium ( $^3\text{H}$ ) et  $^{131}\text{I}$  dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP en 2009).

| Ville                  | Laboratoire | Isotope          | Nombre | Valeur min/max (Bq/l) | Médiane (Bq/l) | Moyenne (Bq/l) |
|------------------------|-------------|------------------|--------|-----------------------|----------------|----------------|
| STEP Bâle              | KL-BS       | <sup>131</sup> I | 51     | < 0.1 - 0.7           | 0.26           | -              |
|                        |             | <sup>3</sup> H   | 51     | 1.4 - 48              | 5.5            | 7.4            |
| Incinération Bâle      |             | <sup>131</sup> I | 51     | < 0.1 - 1.3           | -              | -              |
|                        |             | <sup>3</sup> H   | 343    | 50 - 160'000          | 197            | 1070           |
| STEP Berne             | Labor Spiez | <sup>131</sup> I | 53     | < 0.12 – 1.4          | 0.34           | -              |
|                        | URA/OFSP    | <sup>3</sup> H   | 12     | 4 - 12                | -              | -              |
| Incinération Bienne    | URA/OFSP    | <sup>3</sup> H   | 53     | < 10 - 100            | -              | -              |
| STEP La Chaux-de-Fonds | URA/OFSP    | <sup>3</sup> H   | 48     | 5 - 350               | 20             | 45             |
| STEP Lausanne          | IRA         | <sup>131</sup> I | 45     | < 0.6                 | -              | -              |
|                        |             | <sup>3</sup> H   | 10     | < 2 - 2.7             | -              | -              |
| STEP Zürich            | EAWAG       | <sup>131</sup> I | 45     | < 2.0                 | -              | -              |
|                        | URA/OFSP    | <sup>3</sup> H   | 13     | < 3.0                 | -              | -              |

## 4.2

## Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

**M. Müller, S. Estier**

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 BERN

## Zusammenfassung

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

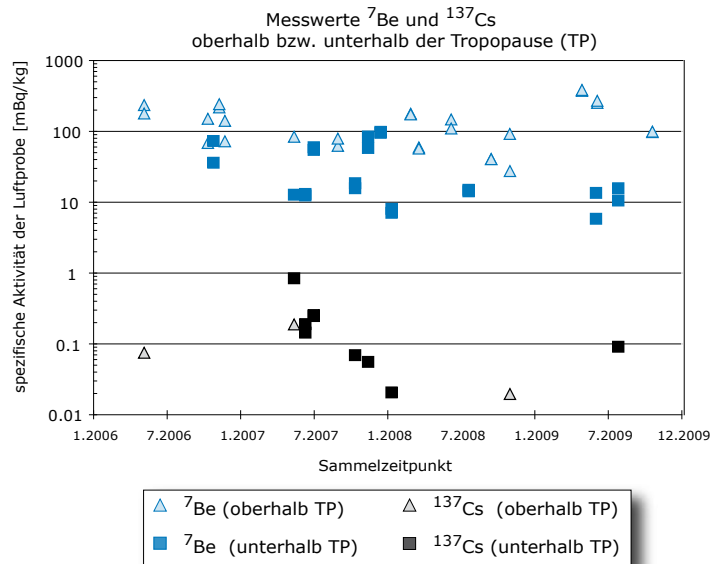
## Vorgeschichte

In den 60er-Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die damalige KUER (Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) wurde deshalb in den 50er-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschlägen aufzubauen, um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können. Integriert über den Zeitraum 50er-Jahre bis heute hat die Schweizer Bevölkerung durch alle Kernwaffenversuche zusammen eine zusätzliche Strahlendosis von im Durchschnitt 1.2 mSv erhalten.

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität in die Atmosphäre, und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet. Auf der Nordhemisphäre umrundete die Wolke bei den chinesischen Kernwaffenversuchen die Erde jeweils im Gegen-Uhrzeigersinn und erreichte unser Land nach ca. 10 bis 14 Tagen.

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 60er-Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, welche ermöglichten, mittels Militärflugzeugen Luftproben (Aerosole) aus 8'000 bis 12'000 m Höhe zu sammeln um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60er-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

Ab 2000 war ein Einsatz mit den Sammelgeräten der ersten Generation nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängevorrichtung verfügen; zudem zeigte sich auch, dass



**Figur 1:**

$^7\text{Be}$ - und  $^{137}\text{Cs}$ -Messwerte in mBq/kg Luft der Jahre 2006-2009. Die Resultate zeigen das natürliche  $^7\text{Be}$  und das künstliche  $^{137}\text{Cs}$ , welches noch vom Bombenfallout her stammt. In den vergangenen zwei Jahren lag der grösste Teil der  $^{137}\text{Cs}$ -Werte unter der Nachweisgrenze von 10 - 50  $\mu\text{Bq/kg}$  Luft.

die seit rund 30 Jahren eingesetzten Geräte einer Überholung bedurften. Mit dieser Erneuerung und Anpassung sowie der erneuten Flugzulassung wurde RUAG Aerospace (die Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen, die die Geräte damals gebaut hatte) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und fluggeprobt.

## Sammlung und Messung der Proben

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

Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden, je nachdem, ob bei einem Ereignis die radioaktive Wolke bis in die Stratosphäre aufsteigt. Im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen, wobei ab Ende 2009 Hin- und Rückflug abwechselungsweise über resp. unter der Tropopause erfolgen, welche täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt wird.

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

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

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

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

Der Medianwert über die letzten vier Jahre liegt für  $^7\text{Be}$  oberhalb der Tropopause bei 105 mBq/kg, jener unterhalb der Tropopause bei 15 mBq/kg. Diese Messwerte sind in guter Übereinstimmung mit denjenigen von P. Winiger [1] bis [4] aus den 60<sup>er</sup>-Jahren, die für  $^7\text{Be}$  im Mittel 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg 1'000 m über bzw. unter der Tropopause ergaben. Die  $^{137}\text{Cs}$ -Werte lagen damals deutlich höher, dh. zwischen 400 und 4'000 mBq/kg, während sich im Jahr 2009 praktisch alle Cs-Werte unter der Nachweisgrenze befanden. Andere künstliche Radionuklide konnten im Berichtsjahr nicht nachgewiesen werden.



**Figur 2 und 3:**  
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger sowie Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.

#### 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.

## 4.3

# Radioaktivität in aquatischen Systemen

**J. Beer, M. Fujak, S. Bollhalder**

Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

**M. Zehring**

Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

### Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich  $^{60}\text{Co}$  und  $^{54}\text{Mn}$  von den Kernkraftwerken Mühleberg und Beznau aber auch  $^{137}\text{Cs}$  vom Tschernobylunfall nachgewiesen. Die in den letzten Jahren erfolgten Reduktionen der Abgaben von  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  durch das KKW Beznau spiegeln sich in deutlich niedrigeren Konzentrationen in den Wasserproben wider. In Fischen war  $^{40}\text{K}$  aber keine künstlichen Radionuklide nachweisbar, in Wasserpflanzen  $^{40}\text{K}$  und geringe Spuren von  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  und  $^{137}\text{Cs}$ . Messungen im Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten Spuren von  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz zeigten drei Monatsproben Spuren von  $^{137}\text{Cs}$  und sieben Proben  $^{131}\text{I}$  (1 - 13 Bq/L). Insgesamt führten die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

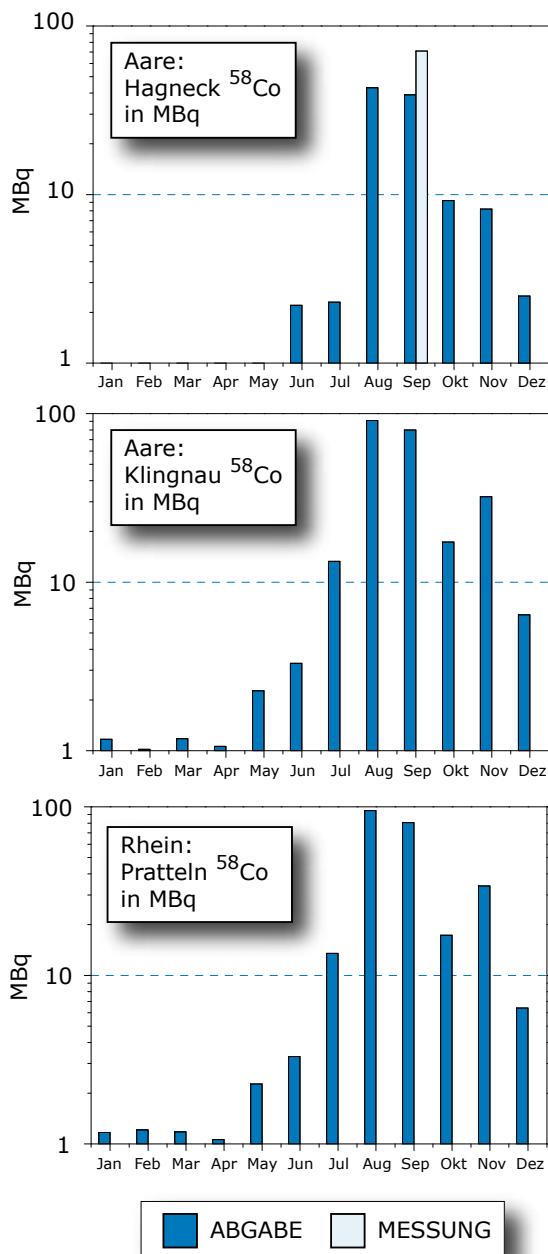
### Ziele

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

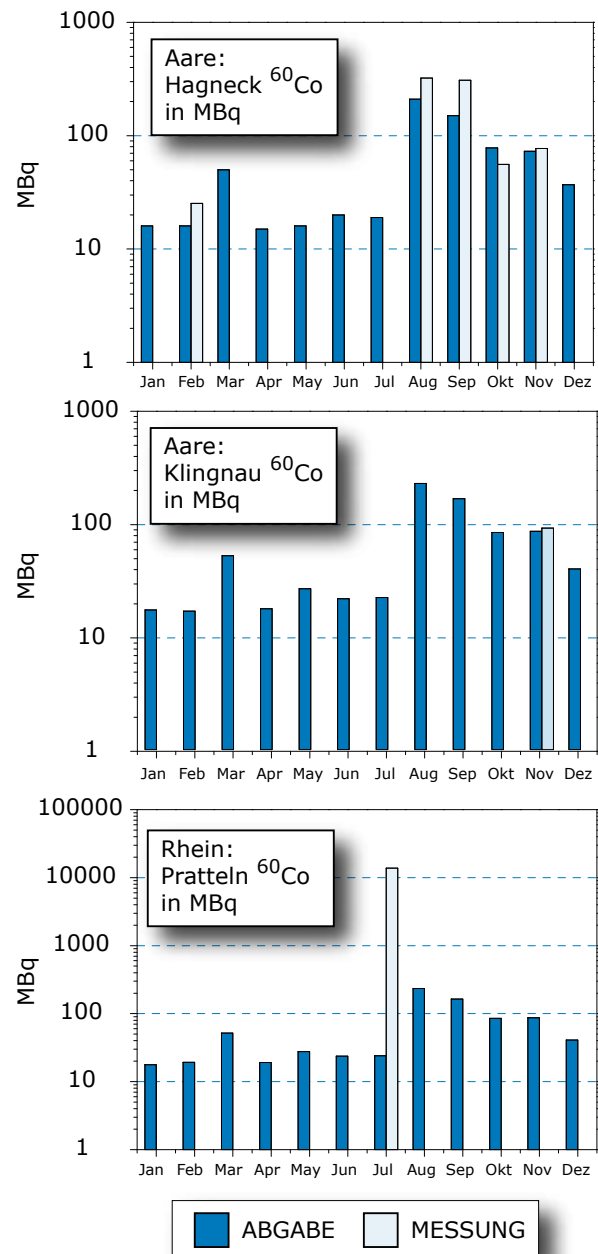
### Methoden

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

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



**Figur 1:**  $^{58}\text{Co}$ -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (blau) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten und sind so gering, dass sie meistens nicht nachgewiesen werden konnten.  $^{58}\text{Co}$  stammt zum grössten Teil von Mühleberg und Beznau.



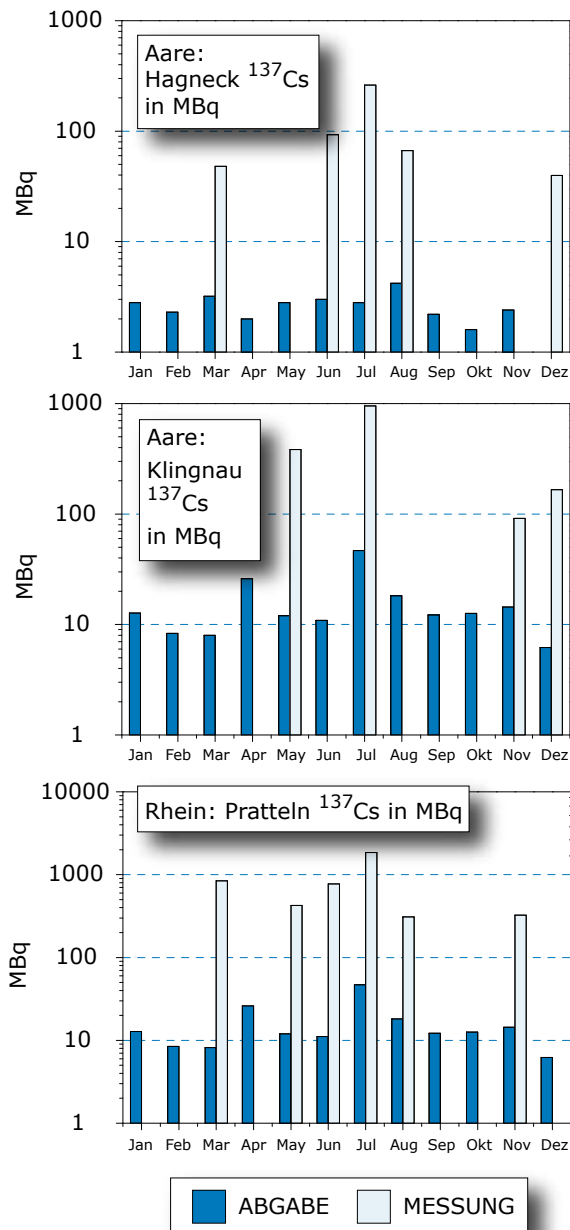
**Figur 2:**  $^{60}\text{Co}$ -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision des KKW's Mühleberg. Mit sieben Ausnahmen liegen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze.

## Kernanlagen

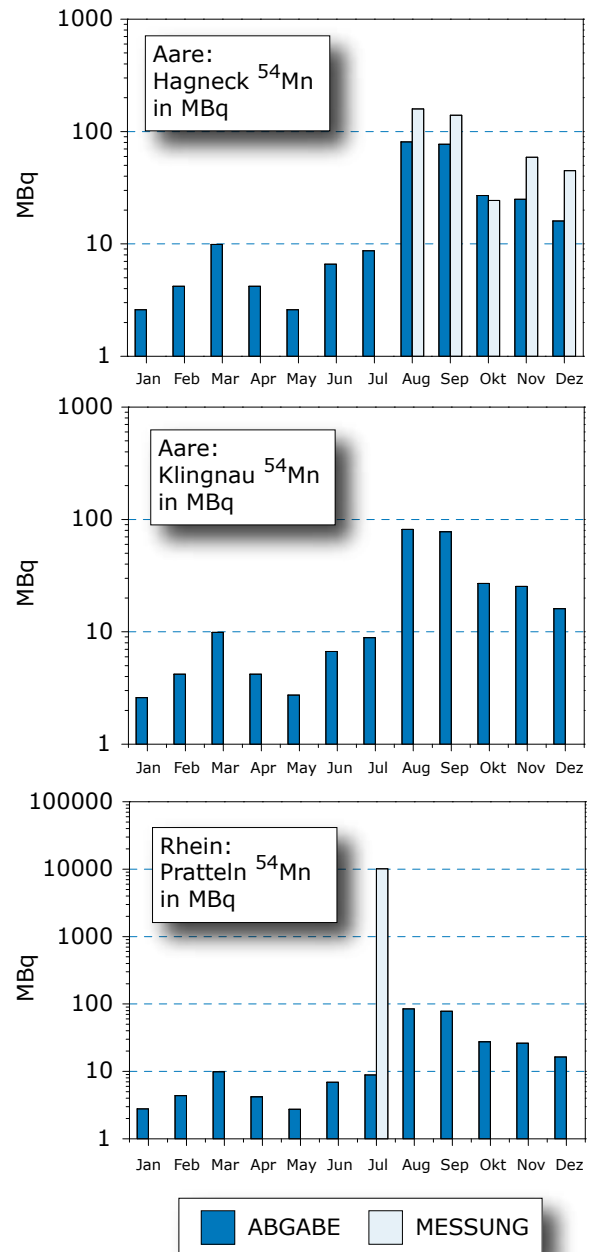
### Wasserproben

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

die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 150 L ergibt.



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



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

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

Das meiste  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  stammt aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolg-

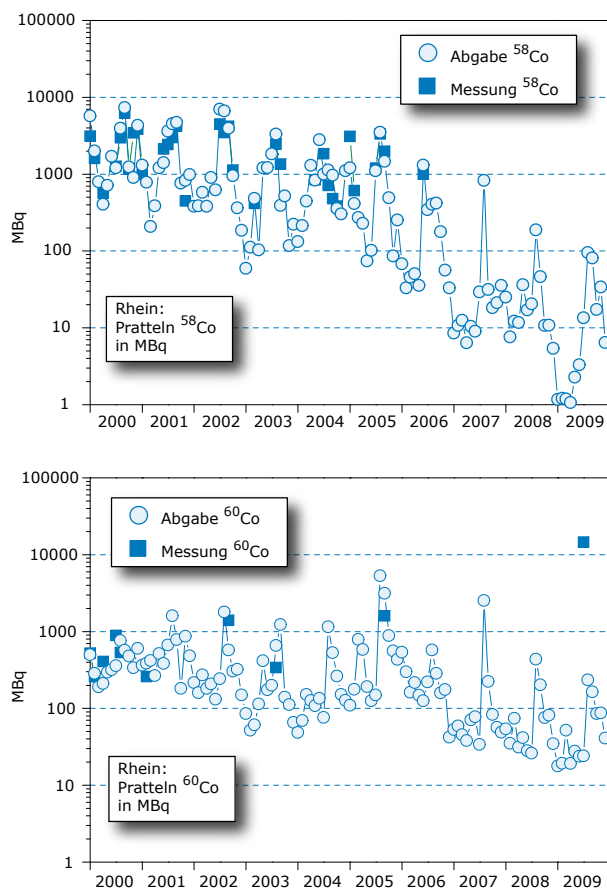
ten im August während der Revision. Da 2009 die Gesamtabgaben der KKW's weiter abgenommen haben (Tab. 1 und 2, Figuren 5 und 6) liegen die gemessenen Konzentrationen häufig unter der Nachweisgrenze.

Überraschend sind die hohen  $^{54}\text{Mn}$  und  $^{60}\text{Co}$  Werte bei Pratteln im Juli (Figuren 2 und 4). Weder in Hagneck noch in Klingnau wurden in diesem Monat  $^{54}\text{Mn}$  und  $^{60}\text{Co}$  gemessen. Da auch die Partikel aus den Sedimentfallen keine erhöhten Werte zeigen,

muss man davon ausgehen, dass die Hochrechnung von den gemessenen rund 3 Bq/m<sup>3</sup> Rheinwasser auf den ganzen Monat fragwürdig ist. Im Juli gab es Hochwasser (Maximum - 2'983 m<sup>3</sup>/s im Vergleich zum Jahresmittelwert 957 m<sup>3</sup>/s); es besteht also die Möglichkeit, dass Sedimentmaterial resuspendiert wurde.

Im Falle von <sup>137</sup>Cs (Figur 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Das Phänomen, das früher schon im Rhein beobachtet wurde, ist nun auch dieses Jahr in der Aare wieder sichtbar. Es ist auf die Remobilisierung von <sup>137</sup>Cs vom Tschernobylunfall zurückzuführen.

<sup>54</sup>Mn stammt wie <sup>60</sup>Co vor allem aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die höchste Aktivität wurde nach der Revision im August gemessen. In Pratteln ist <sup>54</sup>Mn nicht mehr messbar infolge von Verdünnung und Sedimentation (Ausnahme: Juli - siehe Seite 66). Bis Pratteln scheint das meiste <sup>54</sup>Mn jedoch zu sedimentieren.



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

Ausser den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden mit Ausnahme von <sup>65</sup>Zn bei Pratteln im Juli keine weiteren gammaaktiven künstlichen Radionuklide nachgewiesen, wohl aber natürliche wie <sup>7</sup>Be, <sup>40</sup>K und <sup>210</sup>Pb.

#### Jahresgesamtbilanz Pratteln <sup>58</sup>Co und <sup>60</sup>Co

Tabelle 1 zeigt einen Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen <sup>58</sup>Co Aktivitäten mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen haben. Die Abgaben von <sup>58</sup>Co waren 2009 so tief wie noch nie.

**Tabelle 1:**

Vergleich der totalen jährlichen Abgaben von <sup>58</sup>Co mit den im Rhein bei Pratteln gemessenen Aktivitäten in GBq.

| Jahr         | Abgabe (GBq) | Messung (GBq) | M/A  |
|--------------|--------------|---------------|------|
| 2001         | 20.7         | 13.2          | 0.64 |
| 2002         | 22.3         | 13.3          | 0.59 |
| 2003         | 9.6          | 4.2           | 0.44 |
| 2004         | 10.6         | 4.3           |      |
| 2005         | 9.2          | 10.2          | 1.11 |
| 2006         | 3.0          | 1.0           | 0.33 |
| 2007         | 1.0          | < 1.0         |      |
| 2008         | 0.4          | < 0.1         |      |
| 2009         | 0.3          | < 0.1         |      |
| <b>Total</b> | <b>77.1</b>  | <b>46.2</b>   |      |

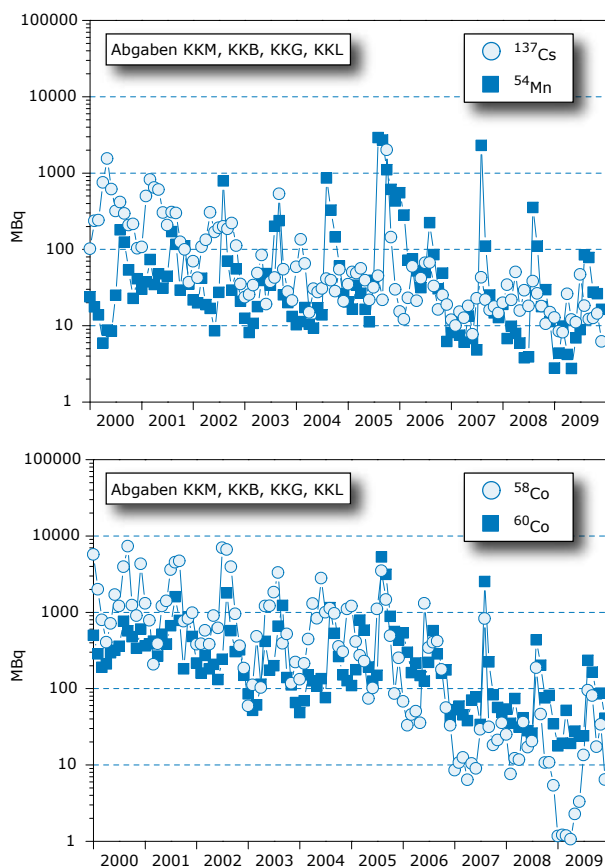
Tabelle 2 zeigt einen Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen <sup>60</sup>Co Aktivitäten mit den Messungen in Pratteln.

**Tabelle 2:**

Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen <sup>60</sup>Co Aktivitäten mit den Messungen in Pratteln.

| Jahr         | Abgabe (GBq) | Messung (GBq) | M/A  |
|--------------|--------------|---------------|------|
| 2001         | 6.9          | 0.3           | 0.04 |
| 2002         | 4.6          | 1.4           | 0.30 |
| 2003         | 3.3          | 0.3           | 0.10 |
| 2004         | 2.9          | < 0.1         |      |
| 2005         | 12.4         | 1.6           | 0.13 |
| 2006         | 2.9          | 0.4           | 0.14 |
| 2007         | 3.3          | < 0.1         |      |
| 2008         | 1.1          | < 0.1         |      |
| 2009         | 0.8          | < 0.1         |      |
| <b>Total</b> | <b>38.3</b>  | <b>4.0</b>    |      |

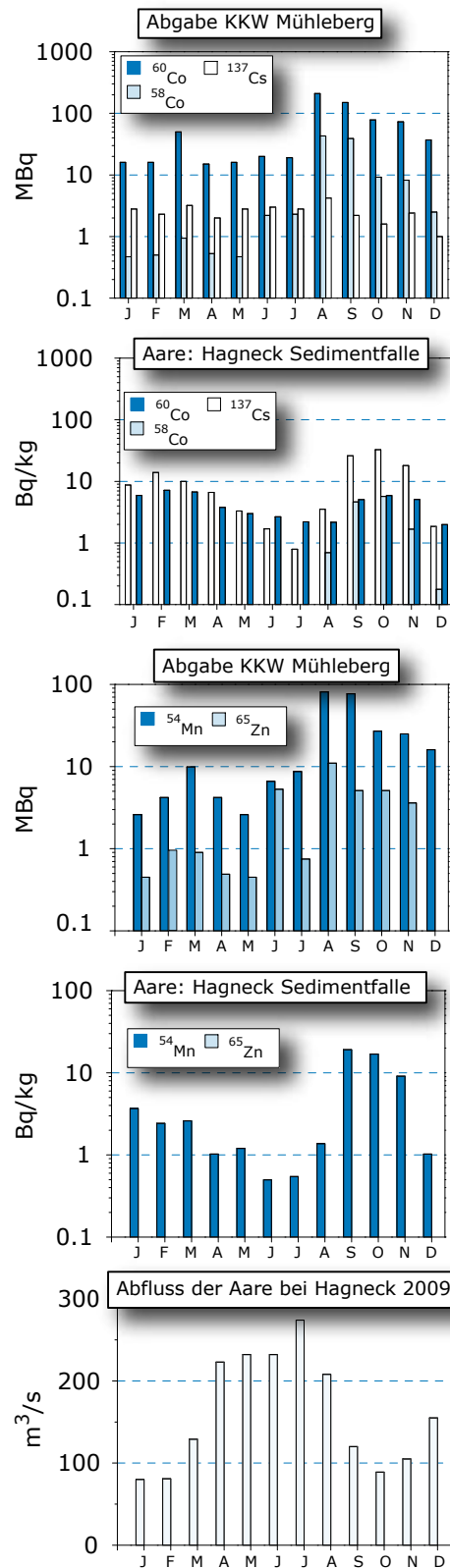
## Jahresgesamtbilanzen aller KKW's



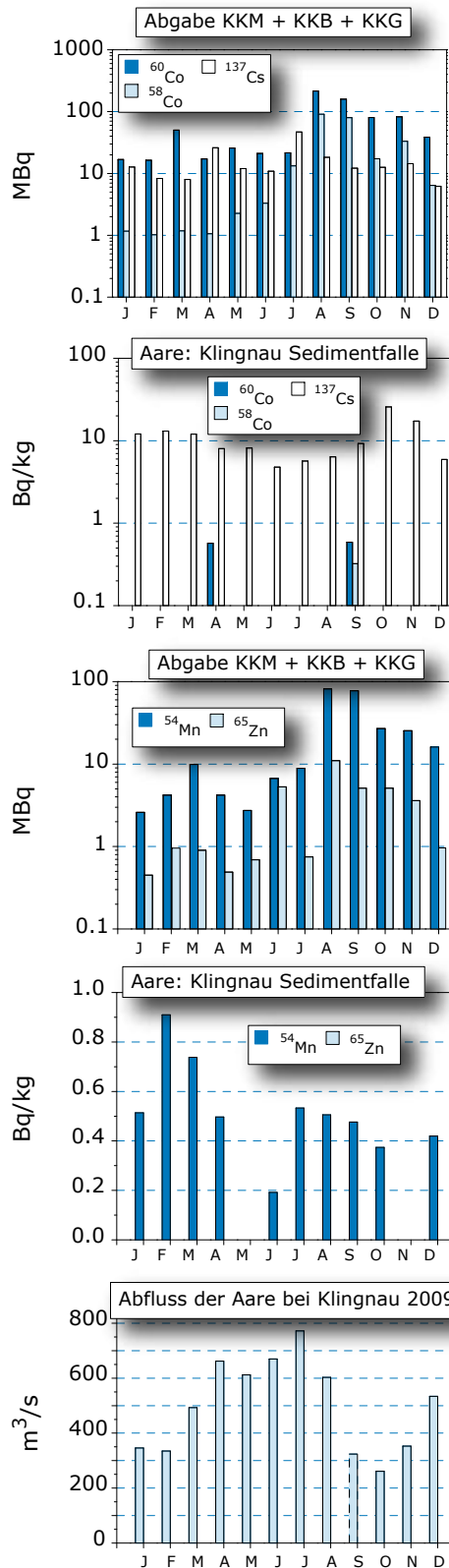
**Figur 6:** Monatliche Abgaben aller KKW's während der letzten zehn Jahre. Die Abgaben von  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  nehmen tendenziell ab, ausser im Jahr 2005. In Jahren 2006 und 2008 waren sie besonders tief. Die  $^{54}\text{Mn}$  und  $^{137}\text{Cs}$  Abgaben sind generell tief mit Ausnahme des Jahres 2005 und  $^{54}\text{Mn}$  im Jahr 2007.

## Sedimentproben

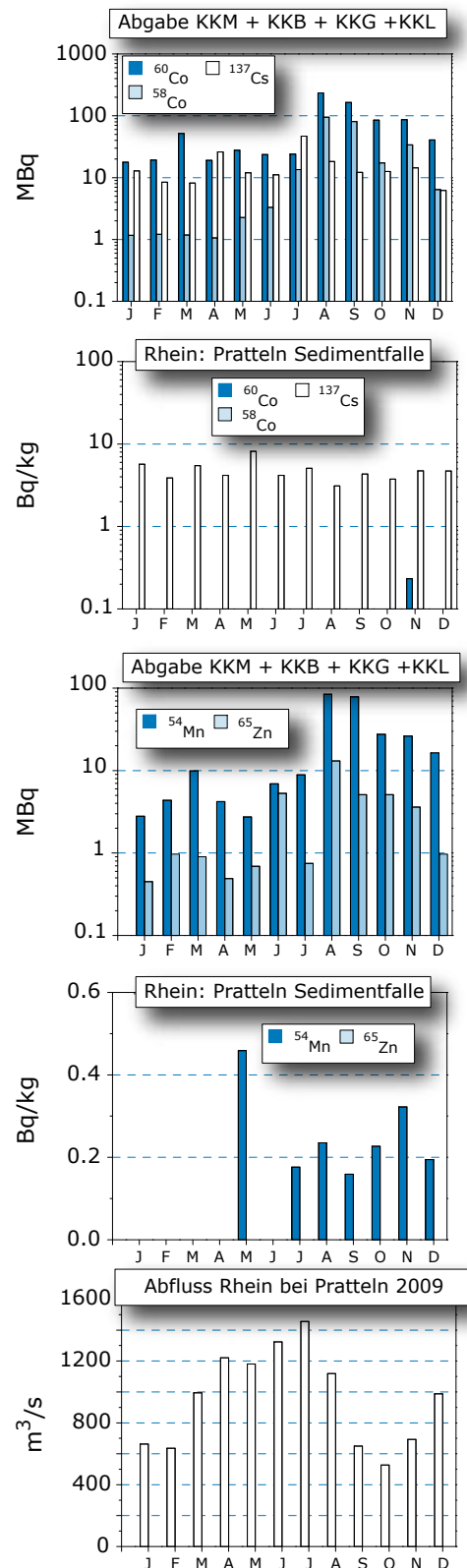
Bekanntlich sind die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Flieseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Um sich ein qualitatives Bild über diese Sedimentationsvorgänge zu machen, werden an den drei Probenahmestellen in relativ ruhigem Wasser Sedimentfallen ausgesetzt, in denen sich die Partikel ablagern. Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in MBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gemessenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im August. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport auch in den folgenden Monaten die Werte in



**Figur 7:** Diese Figur besteht aus zweimal zwei Teilfiguren, wobei jeweils die obere die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg und die untere die entsprechenden gemessenen Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck zeigt. Die Sedimentation hängt vom Abfluss ab. Infolge der Bildung von organischen Material ist die Sedimentbildung im Sommer grösser und führt zu einer Verdünnung der Nuklidkonzentration.



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



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

Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Allerdings ist die Folge der geniesenen Abgaben fest nur noch  $^{54}\text{Mn}$  messbar. Bis auf  $^{137}\text{Cs}$ , das auch aus der Umgebung stammt, zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf.

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

Auch in Pratteln war  $^{137}\text{Cs}$  immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene  $^{58}\text{Co}$  (Juni bis August) war nicht mehr nachweisbar. Die  $^{54}\text{Mn}$ -Werte lagen nur wenig über der Nachweisgrenze.  $^{65}\text{Zn}$  konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden ( $\leq 0.4 - 1.4 \text{ Bq/kg}$ ).

### Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2009 wurden an 3 Stellen Fische aus der Aare untersucht. Ein Alet aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Gösgen und je ein Alet aus der Gegend unterhalb Beznau und Mühleberg. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei zwei Fischproben ohne Gräten wurde natürliches  $^{40}\text{K}$  ( $242 - 266 \text{ Bq/kg}$ ) und mit Gräten  $450 \text{ Bq/kg}$  gefunden. Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

In Moos aus der Aare bei Hagneck vom 28.05.09 wurden Spuren von  $^{54}\text{Mn}$  ( $7 \pm 1 \text{ Bq/kg TS}$ ),  $^{60}\text{Co}$  ( $12 \pm 2 \text{ Bq/kg TS}$ ) und  $^{137}\text{Cs}$  ( $3 \pm 1 \text{ Bq/kg TS}$ ) gefunden.

Am 01.10.08 nach der Revision wurden  $^{60}\text{Co}$  ( $1.3 \pm 0.5 \text{ Bq/kg TS}$ ) und  $^{137}\text{Cs}$  ( $2.6 \pm 1.2 \text{ Bq/kg TS}$ ) in Moos bei Klingnau gemessen.

Bei Pratteln (01.10.08) dagegen wurde  $^{58}\text{Co}$  ( $0.5 \pm 0.2 \text{ Bq/kg TS}$ ) und  $^{137}\text{Cs}$  ( $2.0 \pm 0.3 \text{ Bq/kg TS}$ ) gefunden.

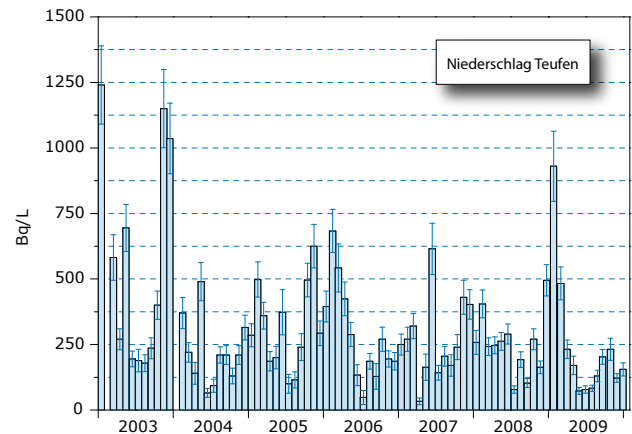
### Grundwasser

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden nach der Revision in Aarberg (28.07.09), Pratteln (03.09.09), und Döttingen (01.10.09) Proben von je 100 L genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

## Andere Betriebe

### RC Tritec AG / Teufen

Figur 10 zeigt die Resultate der Tritium Analysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65 m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die URA (BAG) gemessen wurde. Der Mittelwert ist im Vergleich zum Vorjahr niedriger.

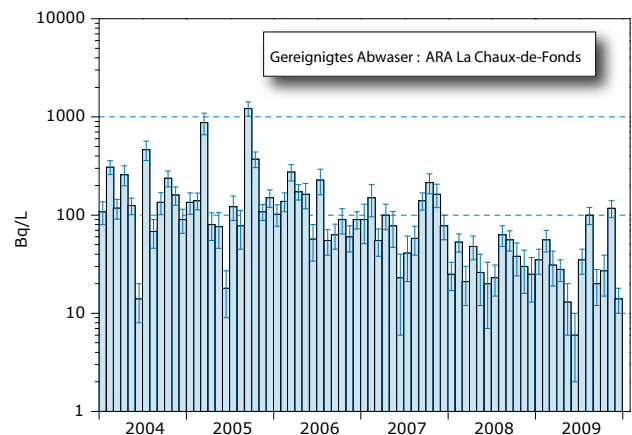


**Figur 10:** Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Im Mittel liegen die Messwerte etwas niedriger als im Vorjahr.

### Messungen in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds

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

Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr im Vergleich zum Vorjahr eine etwa 11% höhere Tritium-Fracht abgegeben.



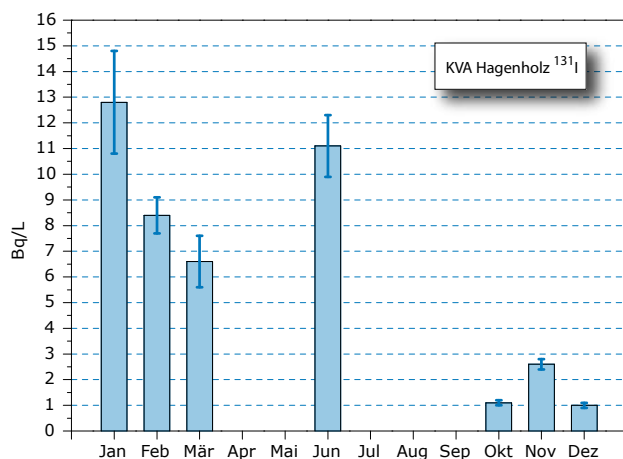
**Figur 11:** Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA. Die Werte im Abwasser liegen auf einem tiefen Niveau. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die URA des BAG.

## Kläranlage Zürich

Kläranlagen eignen sich besonders, um radioaktive Abgaben von Industriebetrieben und Spitälern festzustellen. Die ARA Werdhölzli in Zürich wird deshalb mit wöchentlichen Proben überwacht. Ausser geringen Mengen von  $^{40}\text{K}$  und Spuren von  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  konnte kein  $^{131}\text{I}$  festgestellt werden. In 4-wöchigen Mischproben wurde zusätzlich die Tritiumaktivität gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2009 beträgt  $1.6 \pm 0.9$  Bq/L. 2008 betrug die Tritiumkonzentration im Mittel  $2.9 \pm 0.3$  Bq/L.

## Kehrichtverbrennung

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben zehn positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. Im Herbst und Winter (auch im Juni) wurde  $^{131}\text{I}$  mit Konzentrationen von 1.0 - 12.8 Bq/L gefunden. In 3 Proben waren Spuren von  $^{137}\text{Cs}$  (80 - 130 mBq/L).

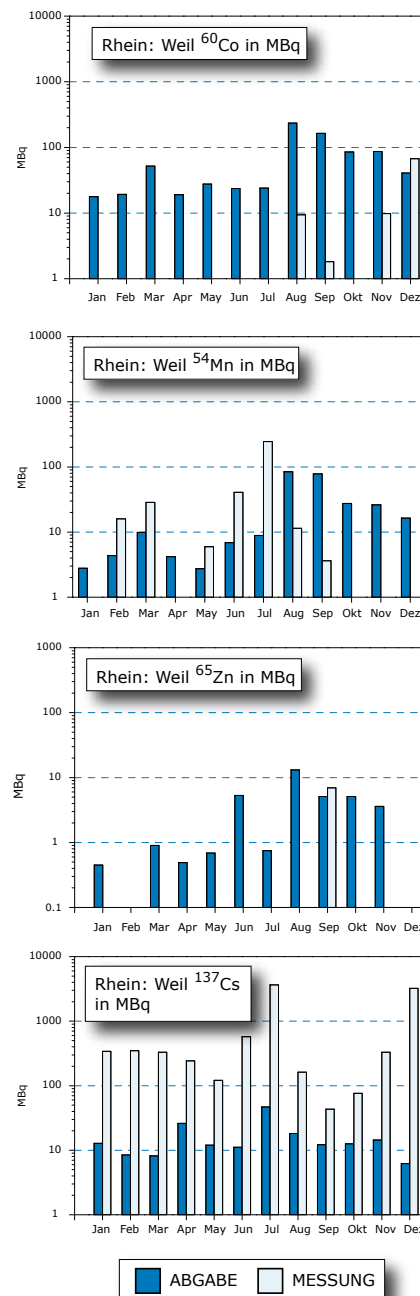


**Figur 12:**

$^{131}\text{I}$  Konzentrationen in der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz.

## Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelt  $^{40}\text{K}$  Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Die Resultate für das Jahr 2009 ergeben im Mittel  $0.7 \pm 0.2$  Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.



**Figur 13:**

$^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , und  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten im Rhein bei der internationalen Rheinüberwachungsstation Weil a. R. unterhalb Basel.

## Schwebstoffproben im Rhein

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

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

Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben (siehe Figur 13) zeigt, dass  $^{137}\text{Cs}$  primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  in erhöhter Aktivität wurden im September gemessen, weil die grössten Abgaben im August und September während der Revision des KKW's Mühleberg erfolgten.

## 4.4

# Radioactivité du sol et de l'herbe

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

Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

**S. Estier, P. Steinmann, A. Gurtner**

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

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

Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

### Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0-5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que le niveau d'activité artificielle dans le sol et l'herbe est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude. Les activités maximales se montent toutefois à quelques Bq/kg pour le plutonium, l'américium et le  $^{90}\text{Sr}$ . Ces radioéléments sont présents dans l'environnement en Suisse suite aux retombées des essais nucléaires des années soixante. La dépendance en fonction de l'altitude résulte d'une plus grande déposition sur les sites de prélèvement où la pluviométrie et l'enneigement sont élevés. Le niveau d'activité en  $^{137}\text{Cs}$  est plus variable et dépend de la contribution de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et peut atteindre au Tessin, région particulièrement touchée par les retombées de l'accident, jusqu'à 280 Bq/kg (env. 35 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse). Le  $^{90}\text{Sr}$ , comme analogue chimique du calcium, peut être transféré du sol à l'herbe. On montre également dans ce rapport qu'il est important de normaliser les activités en  $^{90}\text{Sr}$  des différents compartiments de l'environnement et de la chaîne alimentaire au contenu en calcium, car c'est le rapport  $^{90}\text{Sr} / \text{g Ca}$  qui est important lors du transfert aux tissus calcifiés humains.

### Introduction

La Suisse possède trois écosystèmes terrestres particulièrement bien différenciés: le Jura, dont les sols se sont développés sur un substrat calcaire; les Alpes, dont les alpages représentent le plus souvent des sols acides, développés sur des roches cristallines; et le plateau, présentant une mixité des sols, également influencé par la présence de lacs. Les sols de ces écosystèmes forment le réceptacle de la déposition de radioéléments provenant des tests nucléaires réalisés en atmosphère dans les années soixante et de la déposition suite à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl. Dans le cadre de la surveillance des centrales nucléaires suisses, on s'attend également à ce qu'un rejet accidentel de radioéléments modifie leur inventaire dans le sol et, par conséquent, dans les végétaux.

Toutefois, des études récentes réalisées dans l'environnement en Suisse indiquent que la contamination des végétaux et de l'alimentation (produits laitiers) par le  $^{137}\text{Cs}$  et le  $^{90}\text{Sr}$  répond à des paramètres plus complexes que la quantité de radioéléments déposée :

- La structuration du sol (Bundt et al. 2000).
- La capacité d'échange cationique (CEC) des sols, la concentration en Ca et K échangeable des sols et la phylogénie des plantes (Guillaume 2009).
- L'altitude de pâture des troupeaux (Pourcelot et al. 2007).
- La sensibilité de l'ensemble de l'écosystème (Besson 2009).

Ainsi, on observe par exemple que la contamination des laits par le  $^{90}\text{Sr}$  dans l'écosystème karstique jurassien est, à équivalence de déposition par rapport à un site alpin, environ 6 fois inférieure. La raison de cette différence réside dans la teneur en Ca des sols jurassiens, développés sur un substrat calcaire.

Dans ce rapport, on trouvera les activités en  $^{90}\text{Sr}$  et  $^{137}\text{Cs}$  des sols (0-5 cm) et de la végétation dans des échantillons prélevés en 2009 en Suisse. Certains prélèvements de végétation sont effectués à deux reprises, en fauche de printemps et d'automne. Cette année nous avons ajouté quelques échantillons de fruits et légumes prélevés au marché de Lausanne. Ces échantillons, cultivés en plein sol, proviennent d'une exploitation maraîchère située au nord de la ville.

## Résultats et discussion

Les résultats des mesures effectuées sur les sols sont présentés dans le Tableau 1 (les activités en plutonium et  $^{241}\text{Am}$  sont données à titre indicatif et sont discutées en détail au chapitre 7.2). On constate que les activités des sites du plateau suisse (centrales nucléaires incluses), ne dépassent pas 25 Bq/kg pour  $^{137}\text{Cs}$ , 1.8 Bq/kg pour  $^{90}\text{Sr}$  et 0.17 Bq/kg pour  $^{239+240}\text{Pu}$ . En montagne et au Tessin, ces activités sont significativement plus élevées et peuvent atteindre 280 Bq/kg pour  $^{137}\text{Cs}$ , 6.6 Bq/kg pour  $^{90}\text{Sr}$  et 0.95 Bq/kg pour  $^{239+240}\text{Pu}$ . Les activités en  $^{40}\text{K}$  sont relativement constantes sur le plateau suisse et se situent entre 300 et 540 Bq/kg. Elles sont plus élevées pour les sites du Tessin (440 - 960 Bq/kg). Les valeurs les plus élevées en  $^{137}\text{Cs}$  (280 Bq/kg) et en  $^{90}\text{Sr}$  (12.6 Bq/kg) sont également observées au Tessin. Les valeurs élevées en  $^{137}\text{Cs}$  mesurées au Tessin proviennent des retombées de l'accident de Tchernobyl, particulièrement importantes au Tessin à cause d'une pluviométrie élevée au moment du passage des masses d'air contaminées. Les valeurs plus élevées de  $^{90}\text{Sr}$  des sols tessinois relèvent aussi d'une pluviométrie moyenne du nord du Tessin plus importantes que dans d'autres régions de montagne. En effet, les Alpes font barrage aux masses d'air humides venant du sud. Au cours des retombées humides des tests nucléaires des années soixante des quantités significativement plus élevées de  $^{90}\text{Sr}$  et de plutonium se sont ainsi déposées dans cette région.

On retrouve ce marquage plus important en  $^{137}\text{Cs}$  et en  $^{90}\text{Sr}$  dans les herbes du Tessin (Tableau 2). On constate aussi que les herbes d'altitude (e.g. Mürren et Gimmelwald, 6 - 16 Bq/kg) contiennent plus de  $^{90}\text{Sr}$  que celles de plaine (1 - 3 Bq/kg). La valeur la plus basse en  $^{90}\text{Sr}$  est mesurée pour l'herbe du

plateau de Diesse (< 1 Bq/kg). Ceci s'explique par la forte teneur en calcium du sol de Diesse (jusqu'à 60 g/kg). En effet, les plantes vont absorber le  $^{90}\text{Sr}$  du sol comme un analogue chimique du calcium. Si le calcium est très présent dans le sol, il y a un fort effet de dilution de l'activité en  $^{90}\text{Sr}$  dans le sol et, par conséquent, dans la plante. Il est donc important de normaliser les activités mesurées au contenu en calcium de chaque compartiment environnemental lorsque l'on s'intéresse aux mécanismes de transfert de la radioactivité dans l'environnement. Ce fait est particulièrement mis en évidence dans les données du tableau 3, qui reporte l'activité en  $^{90}\text{Sr}$  de différents aliments prélevés sur le marché de Lausanne, exprimée en Bq/kg et en Bq/g Ca. Par exemple, les épinards et les pelures des carottes semblent contenir des activités importantes en  $^{90}\text{Sr}$ , exprimées en Bq/kg de matière sèche. Quand ces activités sont exprimées en Bq/g Ca, on constate que d'autres aliments tels que les pommes-de-terre ou les pommes ont des valeurs plus élevées. Comme le  $^{90}\text{Sr}$  est transmis aux tissus calcifiés humains en même temps que le calcium, c'est donc le rapport  $^{90}\text{Sr} / \text{Ca}$  qui est déterminant pour le danger potentiel représenté par le transfert de  $^{90}\text{Sr}$  de l'alimentation vers l'humain (voir chapitre 6.2).

## Conclusions

Les mesures de  $^{137}\text{Cs}$  et de  $^{90}\text{Sr}$  effectuées en 2009 dans le sol et dans les plantes montrent que la radioactivité artificielle est faible en plaine et aux abords des centrales nucléaires, autant dans les sols que dans les plantes. Une importante pluviométrie est responsable de la mesure d'activités plus importantes en altitude et particulièrement au Tessin. Toutefois, l'activité naturelle du  $^{40}\text{K}$  est très dominante dans tous les échantillons. Le  $^7\text{Be}$  ajoute encore une contribution importante à l'activité d'origine naturelle dans les plantes.

Bien que le transfert de radioéléments du sol vers les plantes réponde à des mécanismes complexes dans lesquels la radioactivité déposée dans le sol n'est pas le paramètre le plus important, il est important de conserver ce type d'échantillons dans le plan de surveillance de la radioactivité. Tout d'abord, ces mesures permettent une estimation de la situation radiologique sur l'ensemble du pays et particulièrement aux abords des centrales nucléaires. Une émission significative de radioactivité à partir d'une centrale peut être déterminée par l'analyse des sols et de l'herbe. Ensuite, l'interprétation des résultats en fonction d'une approche phytosociologique de la couverture végétale permet de rattacher les résultats obtenus sur une zone particulière à d'autres zones ayant une végétation similaire.

**Tableau 1:**

Activité en  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $\text{Pu}$  et  $\text{Am}$  dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2009 (Bq/kg matière sèche, < 2mm).

| Canton / Lieu                 | n    | $^{40}\text{K}$ | $^{134}\text{Cs}$ | $^{137}\text{Cs}$ | $^{90}\text{Sr}$ | $^{239+240}\text{Pu}$ | $^{241}\text{Am}$ |
|-------------------------------|------|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|-----------------------|-------------------|
| AG (voisinage KKB)            | 2/1* | 430 ± 60        | -                 | 24 - 25           | 0.76 ± 0.25      | 0.117 ± 0.25          | 0.058 ± 0.011     |
| AG (KKB in-situ)              | 2    | 320 - 400       | -                 | 14 - 17           | -                | -                     | -                 |
| AG (PSI)                      | 1    | 440 ± 70        | < 1               | 17 ± 3            | 0.55 ± 0.19      | 0.120 ± 0.010         | 0.069 ± 0.011     |
| AG (PSI in-situ)              | 1    | 300 ± 40        | -                 | 9 ± 2             | -                | -                     | -                 |
| AG (ZWILAG)                   | 1    | 410 ± 60        | < 0.8             | 13 ± 2            | 1.23 ± 0.38      | 0.167 ± 0.028         | 0.064 ± 0.014     |
| AG (ZWILAG in-situ)           | 1    | 310 ± 40        | -                 | 10 ± 2            | -                | -                     | -                 |
| AG (voisinage KKL)            | 4/1* | 420 - 490       | -                 | 13 - 17           | 1.75 ± 0.44      | 0.131 ± 0.014         | 0.045 ± 0.007     |
| AG (KKL in-situ)              | 4    | 200 - 340       | -                 | 7 - 13            | -                | -                     | -                 |
| AG/SO (voisinage KKG)         | 4/1* | 390 - 470       | -                 | 12 - 22           | 0.89 ± 0.17      | 0.172 ± 0.014         | 0.072 ± 0.020     |
| AG/SO (KKG in-situ)           | 4    | 300 - 340       | -                 | 9 - 13            | -                | -                     | -                 |
| BE (voisinage KKM)            | 7/1* | 360 - 800       | -                 | 9 - 18            | 1.08 ± 0.35      | 0.117 ± 0.011         | 0.051 ± 0.011     |
| BE (KKM in-situ)              | 7    | 300 - 630       | -                 | 6 - 16            | -                | -                     | -                 |
| BE (Mürren) <sup>1)</sup>     | 1    | 511 ± 26        | < 0.3             | 41 ± 2            | 6.6 ± 0.5        | 0.945 ± 0.056         | 0.377 ± 0.030     |
| BE (Gimmelwald) <sup>2)</sup> | 1    | 331 ± 17        | < 0.3             | 17.0 ± 0.9        | 4.0 ± 0.3        | 0.349 ± 0.022         | 0.150 ± 0.013     |
| BE (Fahrni)                   | 1    | 456 ± 23        | < 0.2             | 17.1 ± 0.9        | 3.14 ± 0.22      | 0.367 ± 0.023         | 0.133 ± 0.012     |
| BE (Diesse / Jura)            | 1    | 444 ± 22        | < 0.2             | 19.1 ± 1.0        | 1.47 ± 0.18      | 0.359 ± 0.023         | 0.146 ± 0.016     |
| BL (Sissach)                  | 1    | 536 ± 28        | < 0.2             | 27 ± 2            | 4.50 ± 0.40      | -                     | -                 |
| FR (Grangeneuve)              | 1    | 420 ± 60        | < 1.0             | 7.2 ± 1.4         | 3.08 ± 0.41      | 0.158 ± 0.016         | 0.067 ± 0.002     |
| FR (Grangeneuve in-situ)      | 2    | 340 - 370       | -                 | 5 - 7             | -                | -                     | -                 |
| GE (voisinage CERN)           | 3    | 420 - 470       | -                 | 5 - 7             | -                | 0.082 - 0.092         | 0.033 - 0.045     |
| GE (CERN in-situ)             | 4    | 340 - 380       | -                 | 3 - 8             | -                | -                     | -                 |
| TG (Arenenberg)               | 1    | 306 ± 20        | < 0.6             | 35 ± 1            | 0.68 ± 0.19      | 0.088 ± 0.012         | 0.043 ± 0.007     |
| TI (Rasa-Intragna)            | 1    | 560 ± 30        | < 0.3             | 270 ± 20          | 12.6 ± 1         | -                     | -                 |
| TI (Rodi-Fiesso)              | 1    | 385 ± 35        | < 0.5             | 53 ± 4            | 7.1 ± 0.8        | -                     | -                 |
| TI (Novaggio)                 | 2/1* | 470 - 600       | < 0.2             | 57 - 260          | 11.1 ± 1         | -                     | -                 |
| TI (Novaggio in-situ)         | 1    | 440 ± 60        | -                 | 110 ± 15          | -                | -                     | -                 |
| TI (Stabio)                   | 1    | 710 ± 90        | < 0.6             | 280 ± 30          | -                | -                     | -                 |
| TI (Stabio in-situ)           | 1    | 500 ± 60        | -                 | 160 ± 20          | -                | -                     | -                 |
| TI (Magadino)                 | 1    | 960 ± 120       | < 0.6             | 120 ± 15          | -                | -                     | -                 |
| TI (Cadenazzo)                | 4    | 710 - 750       | -                 | 46 - 114          | -                | -                     | -                 |
| TI (Cadenazzo in-situ)        | 3    | 510 - 560       | -                 | 31 - 69           | -                | -                     | -                 |

n = nombre d'échantillons;

x/y\* = nombre d'échantillons pour la mesure gamma/ nombre d'échantillons pour la mesure  $^{90}\text{Sr}$ .

<sup>1)</sup> Alpage (Alp Allmendhubel); <sup>2)</sup> Vallée.

## Références:

- [1] Besson, B. Sensibilité radioécologique des zones de prairies permanentes. Thèse de doctorat, 2009, Université de Besançon.
- [2] Bundt, M. et al. Env. Sci. Technol. 2000; 34: 147.
- [3] Guillaume, T. Facteurs de transfert et bio-accumulation de  $^{90}\text{Sr}$  et du  $^{137}\text{Cs}$  dans les plantes. Master Thesis 2009, Université de Neuchâtel.
- [4] Pourcelot, L. et al. Chemosphere 2007; 66:1571.

**Tableau 2:***<sup>7</sup>Be, <sup>40</sup>K, <sup>137</sup>Cs et <sup>90</sup>Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2009 (Bq/kg de matière sèche).*

| Canton/Lieu                   | n     | <sup>7</sup> Be | <sup>40</sup> K | <sup>60</sup> Co | <sup>137</sup> Cs | <sup>90</sup> Sr |
|-------------------------------|-------|-----------------|-----------------|------------------|-------------------|------------------|
| AG (voisinage KKB)            | 4/2*  | 34 - 200        | 530 - 820       | < 1.5            | < 1.5             | 1.68 - 2.93      |
| AG (PSI ZWILAG)               | 4/2*  | 57 - 560        | 470 - 950       | < 2.0            | 0.7 - 1.3         | 1.65 - 2.82      |
| AG (voisinage KKL)            | 8/2*  | 46 - 530        | 530 - 1300      | < 1.5            | < 1 - 2.2         | 2.48 - 2.80      |
| AG/SO (voisinage KKG)         | 8/2*  | 95 - 250        | 590 - 1400      | < 2.0            | < 1.5 - 2.0       | 1.87 - 3.45      |
| BE (voisinage KKM)            | 11/3* | 68 - 200        | 680 - 1200      | < 1.5 - 5.7      | 0.7 - 1.5         | 3.07 - 4.35      |
| BE (Mürren) <sup>1)</sup>     | 1     | -               | 551 ± 28        | -                | 1.85 ± 0.17       | 15.9 ± 1.1       |
| BE (Gimmelwald) <sup>2)</sup> | 1     | -               | 1160 ± 60       | -                | 1.05 ± 0.14       | 5.9 ± 0.4        |
| BE (Fahrni)                   | 2     | -               | 965 - 980       | -                | < 0.35 ± 0.7      | 3.0 - 5.1        |
| BE (Diesse/Jura)              | 2     | -               | 1370 - 1460     | -                | < 0.4 - 0.3       | 0.88 - 0.94      |
| BL (Sissach)                  | 1     | 139 ± 11        | 590 ± 30        | -                | < 0.2             | 0.66 ± 0.06      |
| GE (voisinage. CERN)          | 1     | 77 ± 17         | 1700 ± 200      | < 2.0            | < 2               | -                |
| FR (Grangeneuve)              | 1     | 180 ± 35        | 1100 ± 110      | < 2.0            | < 2               | 2.99 ± 0.26      |
| TG (Arenenberg)               | 1     | 249 ± 66        | 812 ± 30        | < 1.4            | < 1.4             | 1.0 ± 0.3        |
| TI (Rasa-Intragna)            | 1     | 670 ± 30        | 466 ± 24        | -                | 20.5 ± 1.3        | 21.9 ± 0.7       |
| TI (Rodi-Fiesso)              | 1     | 295 ± 25        | 970 ± 60        | -                | 1.9 ± 0.8         | 11.7 ± 1.2       |
| TI (Novaggio)                 | 2/1   | 270 - 280       | 480 - 870       | -                | 2.3 - 21          | 8.6 ± 0.3        |
| TI (Cadenazzo)                | 1     | 400 ± 60        | 1200 ± 160      | < 1.5            | < 1.5             | -                |
| TI (Stabio)                   | 1     | 210 ± 40        | 510 ± 80        | < 2.0            | 7.7 ± 1.9         | -                |

n = nombre d'échantillons;

x/y\* = nombre d'échantillons pour la mesure gamma/ nombre d'échantillons pour la mesure <sup>90</sup>Sr.<sup>1)</sup> Alpage (Alp Allmendhubel); <sup>2)</sup> Vallée.**Tableau 3:***<sup>90</sup>Sr dans des échantillons de denrées alimentaires prélevés sur le marché de Lausanne en 2009 (Bq/kg de matière sèche ou Bq/g Ca).*

| Type de denrées                        | <sup>90</sup> Sr (Bq/kg) | <sup>90</sup> Sr (Bq/g Ca) |
|----------------------------------------|--------------------------|----------------------------|
| Lait de chèvres (Peney-Jorat)          | 0.096 ± 0.011            | 0.070 ± 0.010              |
| Lait de vaches (Peney-Jorat)           | 0.057 ± 0.010            | 0.050 ± 0.010              |
| Pommes Boscop                          | 0.280 ± 0.030            | 0.460 ± 0.040              |
| Pommes Gala                            | 0.160 ± 0.030            | 0.170 ± 0.030              |
| Pommes de terre «Bintje» avec pelure   | 0.610 ± 0.110            | 0.920 ± 0.160              |
| Pommes de terre «Bintje» sans pelure   | 0.360 ± 0.070            | 0.890 ± 0.170              |
| Epluchures de pommes de terre «Bintje» | 1.470 ± 0.140            | 0.640 ± 0.060              |
| Salade «feuille de chêne»              | 0.990 ± 0.150            | 0.058 ± 0.009              |
| Épinards                               | 1.910 ± 0.300            | 0.095 ± 0.013              |
| Carottes bio pelées                    | 0.450 ± 0.030            | 0.084 ± 0.005              |
| Epluchures de carottes bio             | 5.900 ± 0.400            | 0.570 ± 0.040              |

## 4.5

# Quell- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien

**P. Steinmann**

Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 BERN

## Zusammenfassung

Die Messung von Radioisotopen ( $^3\text{H}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ) an Grundwasserproben aus dem Gebiet des Hardwaldes bei MuttENZ haben generell niedrige Aktivitäten gezeigt. Leicht erhöhte Tritiumkonzentrationen könnten mit entsprechenden erhöhten Werten im Rheinwasser zusammenhängen. Radon variiert stark; niedrige Werte finden sich beispielsweise im Gebiet wo das (Radon-arme) Rheinwasser infiltriert wird. Eine weitergehende hydrogeologische Interpretation würde eine grössere Datenbasis verlangen, mit Kenntnis der zeitlichen Änderungen. Aus gesundheitlicher Sicht ist die gemessene Radioaktivität unbedenklich.

## Messungen von Radioisotopen im Grundwasser bei MuttENZ

In Zusammenarbeit mit dem Amt für Umweltschutz und Energie in Liestal führte das BAG 2009 Messungen an Grundwasserproben aus dem Gebiet Hardwald in der Gemeinde MuttENZ (BL) durch. Im Hardwald wird zur Gewinnung von Trinkwasser Rheinwasser infiltriert. Gleichzeitig grenzen an dieses Gebiet ehemalige Deponien und Industriestandorte, die das umliegende Grundwasser belasten. Als Ergänzung zum bestehenden Überwachungsprogramm des Kantons wurden 2009 bei zwei Messkampagnen auch Radon und Tritium sowie an ausgewählten Proben  $^{226}\text{Ra}$  und Uranisotope gemessen.

Uran, Radium und Radon gehören zur Uran-238-Zerfallsreihe und kommen natürlicherweise im Grundwasser vor. Uran ist im Wasser als U(IV) nicht, als U(VI) aber relativ gut löslich. Radium ist ebenfalls wasserlöslich, scheidet sich aber leicht auf Eisen-(Hydr)oxiden ab. Bei Deponien ist es denkbar, dass Radium-Altlasten aus der Uhrenindustrie bestehen und so Radium ins Grundwasser gelangen könnte. Eine Besonderheit ist das Radon: es reichert sich im Wasser - aufgrund seiner hohen Mobilität im Untergrund und seiner guten Löslichkeit - stark an und findet sich in Konzentration von einigen «Bq/l» (statt wenige «mBq/l» bei Radium und Uran). Beim Tritium deuten erhöhte Werte ( $> 5 \text{ Bq/l}$ ) auf eine Kontamination hin. Dabei kann es sich beispielsweise um Austreten von Tritium aus einer Deponie ins Grundwasser oder um Einleitungen von Tritium

aus Industrie oder Kernkraftwerken in Flusswasser handeln. Ziel der vorliegenden Untersuchung war es eventuelle Kontaminationen durch die Deponien aufzuzeigen und die Verwendbarkeit der natürlichen Radioisotope als hydrologische Tracer zu prüfen.

### Tritium

Die leicht erhöhten Tritiumwerte einiger Überwachungspiezometer im Bereich Hardwald (Figur 1) könnten durch erhöhte Tritiumwerte im Rheinwasser zur Zeit der Probenahme (April 09) erklärt werden, denn im Rheinwasser wurden von März bis April 2009 erhöhte Tritiumkonzentrationen festgestellt, mit Spitzenwerten bis 26 Bq/l (Kantonales Laboratorium Basel Stadt, Jahresbericht 2009). Der höchste im Grundwasser bei MuttENZ gemessene Wert (8 Bq/l) gehört einer im Oktober 2008 genommenen Probe südlich vom Güterbahnhof. Zu dieser Zeit lagen die Tritium-Konzentrationen im Rheinwasser unter 5 Bq/l. Die Tritium Konzentrationen im Grundwasser sind generell sehr tief. Ein Einfluss der Deponien ist nicht zu erkennen.

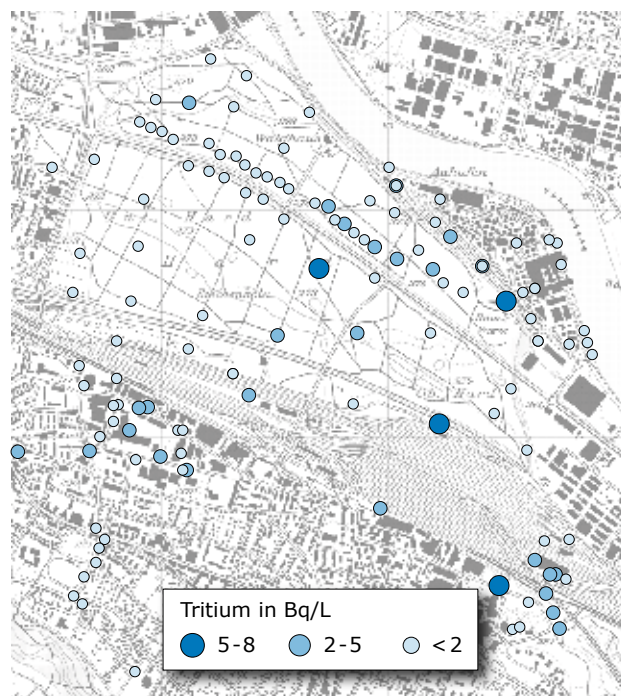
### Radon

Etwas höhere Radonkonzentrationen treten etwa am Rand des durch die Rheinwasserinfiltration erzeugten Grundwasserberges im Hardwald auf (Figur 2). Das versickernde Rheinwasser enthält wenig Radon. Die höheren Werte am Rand des Infiltrationsgebiets widerspiegeln den Kontakt zu einem tieferen Grundwasser, oder die natürliche Aufnahme von Radon mit zunehmender Verweilzeit im Untergrund des Hardwaldes.

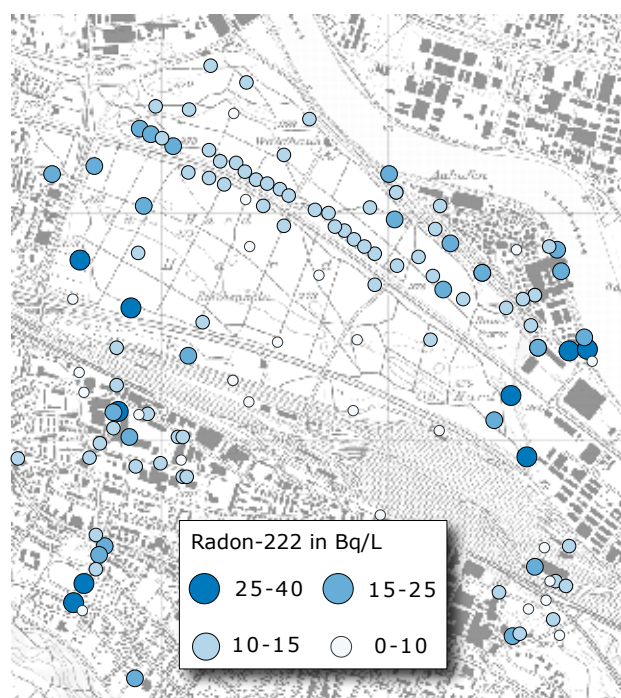
Im südlichen Teil des untersuchten Gebietes ändern sich die Radonkonzentrationen auf kleinem Raum stark. Um hier eine Interpretation zu geben, müsste etwa die zeitliche Konstanz der beobachteten Muster bekannt sein.

### Uran und $^{226}\text{Radium}$

Die gemessenen Urangehalte sind tief und liegen zwischen 0.5 und 3  $\mu\text{g/l}$  ( $n=29$ ). Das Aktivitätsverhältnis von  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  liegt im Mittel bei 1.6, was gut dem erwarteten Wert entspricht. Die  $^{226}\text{Radium}$ -Konzentrationen sind ebenfalls tief, in der Regel  $< 5 \text{ mBq/l}$  (bei 34 von 44 Proben; Höchstwert: 14 mBq/l). Eine weitergehende hydrogeologische Interpretation würde eine grössere Datenbasis verlangen. Aus gesundheitlicher Sicht sind die gemessenen Radium- und Urankonzentrationen unbedenklich – ebenso wie Tritium und Radon.



**Figur 1:**  
Tritium im Grundwasser bei MuttENZ.



**Figur 2:**  
Radon im Grundwasser bei MuttENZ.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 5

## Lebensmittel Denrées alimentaires

|                                          |           |
|------------------------------------------|-----------|
| <b>5 Radioaktivität in Lebensmitteln</b> | <b>80</b> |
| Zusammenfassung                          | 80        |
| Messprogramm                             | 80        |
| Ergebnisse der Überwachung               | 81        |
| Bewertung und Interpretation             | 84        |



## 5 Radioaktivität in Lebensmitteln

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

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

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

mit Daten und Angaben von

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

**D. Baumann** - ALT, Planaterrastrasse 11, 7001 Chur

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

**Ch. Bürgi** - Kantonales Labor, Postfach, 8032 Zürich

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

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

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

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

### Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2009 ausser Spuren von  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , und Tritium keine anderen anthropogenen Radionuklide nachweisbar. Als Folge der Kontamination durch den Tschernobyl-Reaktorunfall treten immer noch sporadisch Toleranzwertüberschreitungen für  $^{137}\text{Cs}$  in Milch und bei Wildpilzen auf (bei einer Pilzprobe sogar eine Grenzwertüberschreitung). Bei importierten Heidelbeeren und Tees sind Toleranzwertüberschreitungen für  $^{90}\text{Sr}$  festgestellt worden. Infolge der kleinen Konsumraten führten diese Toleranzwertüberschreitungen nur zu geringen Strahlendosen.

### Messprogramm

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

## Ergebnisse der Überwachung

### <sup>137</sup>Cs und <sup>90</sup>Sr in Milch

Der Probenahmeplan sieht rund 20 - 25 Analysen von <sup>137</sup>Cs und <sup>90</sup>Sr an Milchproben vor. Zusätzlich analysierten einige kantonale Laboratorien (Graubünden, Luzern, Tessin) weitere Milchproben auf <sup>137</sup>Cs. Die Herkunft der Proben ist in der Figur 1 dargestellt.



**Figur 1:**  
Orte der Milchprobenahmen 2009.

Von insgesamt fast 100 auf <sup>137</sup>Cs untersuchten Milchproben ergab eine einzige einen <sup>137</sup>Cs-Gehalt über der Nachweisgrenze von typischerweise 1 Bq/l. Es handelt sich um eine Probe aus Intragna die mit 12 Bq/l leicht über dem Toleranzwert von 10 Bq/l liegt. Für diesen Standort wurde der Toleranzwert in den Jahren 1995-2008 häufig überschritten (Maximum: 25 Bq/l). Im Tessin, wo die Kontamination nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall besonders stark war, muss also mit sporadischen Toleranzwertüberschreitungen für <sup>137</sup>Cs in Milch weiterhin gerechnet werden. Eine Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung in dieser Gegend kann jedoch ausgeschlossen werden. Der Grenzwert für <sup>137</sup>Cs in Milch liegt bei 1'000 Bq/l.

Beim <sup>90</sup>Sr ergaben alle 24 gemessenen Milchproben Werte unter dem Toleranzwert von 1 Bq/l. Bei 19 Proben war die Aktivität unter 0.1 Bq/l. Die höchsten Werte stammen wie in den letzten Jahren von Proben aus dem Tessin (Novaggio/TI: 0.27 Bq/l) und Proben aus Höhenlagen (Mürren-Allmendhubel/ BE: 0.29 Bq/l). Die Resultate von Erd- und Grasproben aus denselben Gegenden sind im Kapitel 4.3. zusammengestellt.

### <sup>137</sup>Cs und <sup>90</sup>Sr in Getreide, Obst und Gemüse

Elf Getreideproben und 4 Kartoffelproben aus den Kantonen AG, SO, VD, FR, TG, SG ergaben für <sup>137</sup>Cs weniger als die Nachweisgrenze von 0.3 bis 0.8 Bq/kg TM und für <sup>90</sup>Sr Werte zwischen 0.1 und 0.4 Bq/kg TM (TM=Trockenmasse). Die entsprechenden Toleranzwerte liegen bei 10 Bq/kg FM (FM=Frishmasse)

für <sup>137</sup>Cs beziehungsweise bei 1 Bq/kg FM für <sup>90</sup>Sr. Die Proben stammten sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken, als auch aus davon entfernten Gebieten. Ein Einfluss der Kernkraftwerke konnte nicht festgestellt werden.

Eine Probe ungeschälter Kartoffeln enthielt etwas mehr <sup>90</sup>Sr (0.6 Bq/kg TM) als die entsprechende geschälte Probe. Das heisst, dass ungefähr die Hälfte der <sup>90</sup>Sr Aktivität in der Schale ist. Die Messung der Schalen ergab einen <sup>90</sup>Sr-Gehalt von 1.5 Bq/kg TM Kartoffelschale.

Messungen an Äpfeln aus der Gegend um Leibstadt (Umgebung KKL, Dogern) zeigen tiefe <sup>90</sup>Sr Gehalte (0.11 und 0.14 Bq/kg TM). Geringfügig höher liegen zwei Apfelproben aus der Waadt (0.17 und 0.28 Bq/kg TM), und 4 Gemüseproben, ebenfalls aus der Waadt (0.45 - 1.91 Bq/kg TM). Bei einer Karottenprobe war <sup>90</sup>Sr - wie bei den Kartoffeln - höher in der Schale als im Rest der Pflanze. Zurückgerechnet auf Frischgewicht liegen die Werte für Obst und Gemüse ca. 10-mal tiefer, also deutlich unterhalb des Toleranzwertes.

### Tritium in Milch, Gemüse und Obst

Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die geregelten Abgaben an die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium auch in einigen Lebensmitteln aus der Gegend nachweisbar. Die jährlich durchgeführten Routinemessungen von Milch-, Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2009 ergaben im Destillat Tritiumkonzentrationen von 13 - 72 Bq/l (4 Gemüseproben) sowie 12 - 80 Bq/l (6 Obstproben). Die erhöhte <sup>3</sup>H-Aktivität der Milch (13 - 30 Bq/l im Destillat von 5 Milchproben) ist auf die ebenfalls leicht kontaminierten Futtermitteln zurückzuführen.

Das Kantonale Laboratorium BS hat bei drei Milchproben aus dem Tessin Tritium-Werte <1 Bq/l, für eine Probe in der Region Basel 2.3 Bq/l und für eine Probe aus den Freibergen 5.8 Bq/l gemessen. Obwohl die Werte der Milch aus Niederwangen deutlich höher waren als in diesen unbelasteten Gebieten, wurde der Toleranzwert (FIV) von 1'000 Bq/kg in keinem Fall überschritten.

### <sup>137</sup>Cs in Wildpilzen

Infolge des Tschernobyl Reaktorunfalls können Wildpilze (einheimische und importierte) Belastungen mit radioaktivem Cäsium aufweisen. Weissrussland gehört zu den am meisten betroffenen Ländern, dessen Exporte auch via Polen zu uns gelangen können, um deren Herkunft zu verschleiern.

**Tabelle 1:***<sup>137</sup>Cs und <sup>40</sup>K in getrockneten Handelspilzen 2009.*

| Pilzart         | Herkunft            | <sup>137</sup> Cs<br>Bq/kg TM | <sup>40</sup> K<br>Bq/kg TM |
|-----------------|---------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Morcheln        | Serbien-Montenegro  | 195 ± 14                      | 1'013 ± 80                  |
| Steinpilze      | Bosnien-Herzegowina | 117 ± 4                       | 706 ± 48                    |
| Steinpilze      | Bosnien-Herzegowina | 53 ± 3                        | 744 ± 50                    |
| Herbsttrompeten | Bosnien-Herzegowina | 108 ± 7                       | 2'000 ± 100                 |
| Herbsttrompeten | Ungarn              | 99 ± 7                        | 1'851 ± 11                  |
| Herbsttrompeten | Bosnien-Herzegowina | 97 ± 4                        | 1'590 ± 68                  |
| Herbsttrompeten | Serbien-Montenegro  | 72 ± 9                        | 1'510 ± 150                 |
| Herbsttrompeten | Bulgarien           | 27 ± 3                        | 1'600 ± 100                 |
| Herbsttrompeten | Ungarn              | 26 ± 3                        | 1'658 ± 7                   |

Getrocknete Steinpilze kommen allerdings vorwiegend aus Fernost (z.B. China) und sind mit <sup>137</sup>Cs wenig belastet. Um die Situation bei den importierten Trockenpilzen zu beurteilen, wurden in den Kantonen Aargau, Basel-Landschaft, Basel-Stadt und Bern 53 Muster erhoben, die zur Hauptsache aus China (37 Proben) stammten; weitere Proben waren aus Osteuropa (12 Proben) und je 2 Muster aus Pakistan und Kanada. Als typische Wildpilze, die nicht gezüchtet werden können wurden 21 Steinpilze, 12 Morcheln und 9 Herbsttrompeten gesammelt. Im Weiteren wurden Shitake-Pilze, Judasohren und Champignons untersucht.

In 30 der 53 in der Nordwestschweiz erhobenen Handelspilzproben konnte <sup>137</sup>Cs nachgewiesen werden. Erwartungsgemäss waren Herbsttrompeten, Morcheln und Steinpilze am stärksten mit <sup>137</sup>Cs belastet. In Tabelle 1 sind die 9 am stärksten belasteten Proben aufgelistet. Der Toleranzwert von 6'000 Bq/kg TM (entsprechend 600 Bq/kg Frischgewicht) wurde in keinem Falle erreicht. Dies zeigt, dass die gesetzlichen Anforderungen bei Import von Wildpilzen aus Osteuropa (Zertifikate mit Radiocäsium-Gehalt) eingehalten werden.

Auch in der Schweiz wurde nach dem Tschernobyl-Unfall Radiocäsium auf den Böden abgelagert. Deshalb können immer noch Proben mit erhöhtem <sup>137</sup>Cs-Gehalt vorkommen. Bei den einheimischen Speisepilzen sind vor allem der Maronenröhrling und der Zigeuner stärker mit <sup>137</sup>Cs belastet.

2009 war in der Schweiz ein schlechtes Jahr für die Pilzsammler. Bei den analysierten Wildpilzen sind <sup>137</sup>Cs Gehalte im Bereich 20 – 200 Bq/kg FM oft anzutreffen (Tabelle 2). Der Mittelwert beträgt 80 Bq/kg FM. Dies ist ein deutlich tieferer Wert als in den ersten Jahren nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall. Ein kleinerer Teil dieses Rückgangs ist auf den radioaktiven Zerfall vom <sup>137</sup>Cs zurückzuführen (ca. Faktor 2), wichtiger aber sind die Migration in tiefere Bodenschichten und/oder irreversible Fixierung in der Bodenmatrix. Wie eine Maronenröhrling-Probe aus den Freibergen zeigt, sind aber hohe <sup>137</sup>Cs Gehalte vereinzelt auch heute noch anzutreffen. Diese Probe liegt mit einem <sup>137</sup>Cs-Gehalt von 1'316 Bq/kg FM sogar über dem Grenzwert von 1'250 Bq/kg FM. Rechnet man mit dem Mittelwert von 80 Bq/kg FM so ergibt sich eine Jahresdosis von 10 µSv durch <sup>137</sup>Cs bei einem Verzehr von 10 kg Wildpilzen (FM) im Jahr.

**Tabelle 2:***<sup>137</sup>Cs in frischen einheimischen Wildpilzen 2009.*

| Pilzart         | Herkunft       | Anzahl | <sup>137</sup> Cs Aktivität (Bq/kg FM) |     |      |
|-----------------|----------------|--------|----------------------------------------|-----|------|
|                 |                |        | Median                                 | Min | Max  |
| Maronenröhrling | JU             | 10     | 54                                     | 24  | 1316 |
| Sommersteinpilz | AG             | 2      | 104                                    | 31  | 177  |
| Hallimasch      | AG             | 2      | 80                                     | 47  | 113  |
| Rotfussröhrling | AG             | 1      | 59                                     |     |      |
| Steinpilz       | GR, AG, SG, BS | 7      | <1                                     | <1  | 35   |
| Eierschwämme    | SG             | 1      | <1                                     |     |      |
| diverse         | AG, GR         | 9      | <1                                     | <1  | 46   |

### Natürliche Radionuklide in Wildpilzen

Das Kantonale Laboratorium Basel-Stadt hat in Wildpilzen neben den künstlichen Radioisotopen auch natürliche Radioisotope gammaspektrometrisch gemessen. Bei den natürlichen Radionukliden dominieren  $^{210}\text{Pb}$  und  $^{210}\text{Po}$ . Bei einigen der Pilzproben wurden für diese Isotope Grenzwertüberschreitungen festgestellt (Grenzwert siehe Anhang 5). Eine Dosisabschätzung ergibt bei einer jährlichen Verzehrsmenge von 10 kg Wildpilzen (FM) mit einer angenommenen  $^{210}\text{Pb}$ -Aktivität von 10 Bq/kg FM (entspricht 2x Grenzwert von 5 Bq/kg FM) eine Jahresdosis von 70  $\mu\text{Sv}$ . Dies ist deutlich mehr als die von Radiocäsium verursachte Jahresdosis von 10  $\mu\text{Sv}$  (siehe oben). Obwohl nur wenige Proben gemessen wurden, ist klar, dass die natürlichen Radionuklide wie  $^{210}\text{Pb}$  aber auch  $^{210}\text{Po}$ , bei einer Dosisabschätzung nicht zu vernachlässigen sind.

### $^{137}\text{Cs}$ und $^{90}\text{Sr}$ in Wildbeeren

Neben den Pilzen findet sich  $^{137}\text{Cs}$  auch in Wildbeeren. Wiederum können Importe aus der Gegend um Tschernobyl besonders stark betroffen sein. Das Amt für Verbraucherschutz in Aarau und das Kantonale Laboratorium Basel-Stadt haben 14 Proben importierte tiefgefrorene Heidelbeeren aus Osteuropa auf  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  untersucht. Die gemessenen  $^{137}\text{Cs}$ -Werte lagen in einem Bereich von 1.6 bis 93 Bq/kg FM. Der für  $^{137}\text{Cs}$  in Wildbeeren gültige Toleranzwert von 100 Bq/kg FM wurde in allen Proben eingehalten. Dies bedeutet, dass die Importeure der Proben im Rahmen der Pflicht zur Selbstkontrolle nur Waren eingeführt haben, die im Wert nicht vermindert waren. Im Vergleich zu den Befunden von 2006 (mehrere Heidelbeerproben mit  $^{137}\text{Cs}$ -Werten zwischen 300 und 500 Bq/kg FM) wurde eine deutliche Verbesserung festgestellt.

Für  $^{90}\text{Sr}$  in Lebensmitteln beträgt der Toleranzwert 1 Bq pro kg FM. Dieser Wert gilt im Gegensatz zu  $^{137}\text{Cs}$  für alle Lebensmittel unabhängig davon, ob es sich um wild gewachsene oder angebaute Lebensmittel handelt. Die in den Heidelbeeren gemessenen  $^{90}\text{Sr}$  Werte schwankten – verglichen mit  $^{137}\text{Cs}$  – in einem engeren Bereich zwischen 0.4 und 3.8 Bq/kg FM. Drei von den untersuchten Heidelbeerproben wiesen Aktivitäten über dem Toleranzwert auf (zweimal 2.2 und 3.7 Bq/kg FM). Trotz der gelegentlichen Toleranzwertüberschreitungen kann der Dosisbeitrag von  $^{90}\text{Sr}$  in Heidelbeeren selbst bei grossem Verzehr auf einige wenige  $\mu\text{Sv/a}$  geschätzt werden.

Die festgestellten Unterschiede zwischen  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  sind unter anderem darauf zurückzuführen, dass  $^{137}\text{Cs}$  hauptsächlich beim Reaktorunfall von Tschernobyl freigesetzt wurde, während  $^{90}\text{Sr}$  vornehmlich vom globalen Fallout der oberirdischen Atomwaffentests stammt.

Von 22 Beerenproben aus der Schweiz (20 aus dem Kanton BE, je eine aus SG und ZH) zeigten nur fünf  $^{137}\text{Cs}$  Werte von mehr als 1 Bq/kg FM. Bei einem Maximum von 48 Bq/kg FM wurde auch hier der Toleranzwert eingehalten.

### Radionuklide in Schwarz- und Grüntee

Die Teepflanze kann Radionuklide aus dem Boden assimilieren. Der vom Tschernobyl Reaktorunfall stammende, radioaktive Fallout ging unter anderem in der Türkei nieder, einem Land, das ebenfalls über Teeplantagen verfügt. Im Rahmen einer gemeinsamen Kampagne der Kantone Aargau, Basel-Landschaft und Basel-Stadt wurden 40 Teeproben im Detailhandel erhoben und gammaspektrometrisch untersucht. Hauptsächlich stammten die Proben aus Fernost (Indien 12, China 11, Sri Lanka 6 und weitere 7 Länder), vier Tees waren türkischer Herkunft. In 13 Proben war kein radioaktives Cäsium nachweisbar. Bei 25 Proben wurden  $^{137}\text{Cs}$  Rückstände von 0.2 bis 2 Bq/kg TM nachgewiesen. Dafür enthielten 2 Schwarztees aus der Türkei (Tabelle 3)  $^{137}\text{Cs}$ - und  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivitäten über den Toleranzwerten und wurden beanstandet.

**Tabelle 3:**

Vom Kantonalen Laboratorium Basel-Stadt beanstandete Schwarzteeproben.

| Probe            | $^{137}\text{Cs}$<br>(Bq/kg TM) | $^{90}\text{Sr}$<br>(Bq/kg TM) |
|------------------|---------------------------------|--------------------------------|
| Schwarztee 1     | 100 ± 7                         | 59 ± 12                        |
| Schwarztee 2     | 61 ± 5                          | 45 ± 9                         |
| Toleranzwert FIV | 10                              | 1                              |

### $^{137}\text{Cs}$ in Honig

In den Kantonen Tessin, Basel-Stadt und Zürich wurden insgesamt 48 Honigproben gammaspektrometrisch untersucht. In neun Proben aus dem Tessin lag die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität knapp oberhalb des Toleranzwertes von 10 Bq/kg FM (Bereich: 11 - 15 Bq/kg FM). Drei österreichische Proben überschritten den Toleranzwert deutlicher mit 17 bis 51 Bq/kg FM. Alle anderen Proben lagen – meist deutlich – unterhalb des Toleranzwertes.

## Bewertung und Interpretation

Für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Messwerte meist unter der Messgrenze liegen. Toleranzwertüberschreitungen oder Werte nahe am Toleranzwert wurden 2009 nur vereinzelt festgestellt:

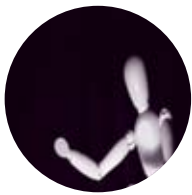
- für  $^{137}\text{Cs}$  in einer Wildpilzprobe aus dem Kanton Jura. Die gemessene Aktivität lag gar über dem Grenzwert. Neben dieser Ausnahme lagen aber alle anderen Wildpilzproben deutlich unterhalb des Toleranzwertes.
- für  $^{137}\text{Cs}$  in einer Milchprobe aus dem Tessin. Es handelt sich um eine leichte Toleranzwertüberschreitung, wie sie an diesem Probenahmeort in den letzten Jahren regelmässig vorkam.
- für  $^{90}\text{Sr}$  in 3 Wildbeeren- und 2 Tee-Proben.
- für  $^{137}\text{Cs}$  in 3 Honigproben aus Österreich und 9 Proben aus dem Tessin.

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

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 6

## Radioaktivität im Menschen

## Radioactivité dans le corps humain

|                                                                                          |           |
|------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2009</b>                                   | <b>86</b> |
| Zusammenfassung                                                                          | 86        |
| Ziel der Messungen                                                                       | 86        |
| Messmethode                                                                              | 86        |
| Ergebnisse und Interpretation der $^{137}\text{Cs}$ -Messungen                           | 87        |
| $^{40}\text{K}$ -Gehalt des Körpers                                                      | 87        |
| <b>6.2 Mesure de <math>^{90}\text{Sr}</math> dans les vertèbres et les dents de lait</b> | <b>88</b> |
| Résumé                                                                                   | 88        |
| Introduction                                                                             | 88        |
| Résultats et discussion                                                                  | 89        |



## 6.1

# Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2009

### **S. Estier**

Sektion Umweltradioaktivität, URA BAG, 3003 Bern

### **M. Boschung**

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, PSI, 5232 Villigen-PSI

### **Mme. S. Namy, et K. Jeandet**

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

## Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institutes (PSI) in Villigen sowie an Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. Die Messresultate aus dem Jahr 2009 ergaben durchwegs Werte für  $^{137}\text{Cs}$  unter der Nachweisgrenze von 40 - 70 Bq.

## Ziel der Messungen

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

## Messmethode

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

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

## Ergebnisse und Interpretation der $^{137}\text{Cs}$ -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2009 am PSI in Villigen bei 264 Personen total 388 Ganzkörpermessungen durchgeführt. Davon wurden 64 Messungen auf einem offiziellen Triagemessplatz durchgeführt. In keinem Fall konnte eine  $^{137}\text{Cs}$ -Inkorporation nachgewiesen werden.

Die  $^{137}\text{Cs}$ -Messwerte an 17 Gymnasiastinnen und 22 Gymnasiasten aus Genf (17 – 19-jährige) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 40 bis 70 Bq. Die Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Basel wurden 2005 eingestellt.

## $^{40}\text{K}$ -Kalium-Gehalt des Körpers

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

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

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

Die tägliche Kaliumzufuhr beträgt etwa 3.3 g d.h. rund 100 Bq  $^{40}\text{K}$ . Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche  $^{40}\text{K}$  beträgt bei den untersuchten Gymnasiasten etwa 0.19 mSv (0.17 bei den Frauen und 0.22 bei den Männern). Gemittelt über alle Altersgruppen liegt der Wert infolge Abnahme des K-Gehaltes mit dem Alter etwas tiefer, gemäss UNSCEAR: 0.17 mSv/Jahr. Da bei diesen Messreihen auch Grösse und Gewicht der untersuchten Personen erfasst wurden, konnte aus den Daten abgeleitet werden, dass der Kalium-Gehalt mit zunehmendem Body-Mass-Index (BMI = Gewicht/Grösse<sup>2</sup> [kg/m<sup>2</sup>]) leicht abnimmt. Das hängt damit zusammen, dass der BMI proportional zum Anteil Fettgewebe ist und damit umgekehrt proportional zur Muskelmasse und somit zum Kalium-Gehalt.

## 6.2

# Mesure de $^{90}\text{Sr}$ dans les vertèbres et les dents de lait

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

Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

### Résumé

Nous avons mesuré le  $^{90}\text{Sr}$  dans des échantillons de dents de lait d'enfants nés entre 1986 et 2002 et prélevées entre 2008 et 2009. Les activités sont situées entre 0.016 et 0.084 Bq/g Ca. Des mesures similaires ont été effectuées sur des vertèbres de personnes décédées en 2008. Les activités sont situées entre 0.012 et 0.079 Bq/g Ca. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus les années précédentes et montrent que la chaîne alimentaire n'est contaminée en  $^{90}\text{Sr}$  que par les résidus d'activité provenant des essais nucléaires des années soixante. On observe aussi que le rapport  $^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$  dans le corps humain est proche de celui trouvé dans le lait mais diffère sensiblement de celui trouvé dans le blé, les pommes et pommes de terre ainsi que les salades. Le lait est donc encore en Suisse l'apport principal en calcium. Les nouvelles tendances nutritionnelles, qui délaissent les produits laitiers, pourraient toutefois expliquer la variabilité des rapports  $^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$  entre individus.

### Introduction

La plupart du  $^{90}\text{Sr}$  présent dans l'environnement peut être attribuée aux retombées des essais des bombes atomiques en atmosphère des années soixante. Cet héritage ne concerne pas seulement le  $^{90}\text{Sr}$  mais également d'autres radioéléments comme le  $^{14}\text{C}$ , le  $^{137}\text{Cs}$  ou le plutonium. D'autres sources potentielles de contamination incluent l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et, dans certains endroits du monde, des contaminations localisées dues à l'utilisation civile ou militaire de la fission nucléaire. En Suisse l'attention fut portée très tôt sur le  $^{90}\text{Sr}$  à cause de son potentiel radiotoxique. Dès les premiers tirs de bombes atomiques, un programme de surveillance a été mis en place par l'OFSP. Ce programme se poursuit encore actuellement, notamment parce que la Suisse possède cinq réacteurs nucléaires produisant 3'350 MW d'énergie électrique.

Le choix des dents de lait comme échantillons lors d'une surveillance de la radioactivité de l'environnement se justifie par l'accumulation de strontium dans la couronne des dents de lait par le fœtus environ 6 mois avant la naissance et jusqu'à environ 6 mois après la naissance, par substitution du calcium dans l'hydroxyapatite de l'émail. Le  $^{90}\text{Sr}$  présent dans ces échantillons est ainsi très représentatif de celui présent dans la diète de la mère. Toutefois, la détermination du radiostrontium dans les dents de lait produit un résultat qui représente une situation antérieure de plusieurs années à la mesure. C'est

donc une mesure utile lors de l'établissement de tendances (p.ex décroissance exponentielle depuis 1965) et à la reconstruction de dose mais qui n'est pas suffisante lors d'une surveillance de la chaîne alimentaire. Le programme de surveillance national du  $^{90}\text{Sr}$ , un produit de fission hautement radiotoxique, inclut donc également la mesure de  $^{90}\text{Sr}$  dans les vertèbres humaines de personnes décédées dans l'année.

En Suisse, les produits laitiers constituent un apport important de calcium au corps humain par l'alimentation. On présuppose donc que le rapport  $^{90}\text{Sr}$  Bq/ g Ca des dents de lait et des vertèbres humaines doit être proche de celui mesuré dans le lait. Dans ce travail, on compare les rapports Bq/g Ca obtenus dans les dents de lait et les vertèbres aux rapports de différents aliments afin de déterminer l'importance de certains aliments dans le transfert de  $^{90}\text{Sr}$  du sol à l'homme.

**Tableau 1:**

$^{90}\text{Sr}$  (Bq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 1986 et 2002. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 4 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour  $u(95\%)$ .

| Lieu de naissance | Année de naissance | Année d'extraction | $^{90}\text{Sr}$ (Bq/g Ca) |
|-------------------|--------------------|--------------------|----------------------------|
| Suisse            | 1986-88            | 2008-2009          | 0.040±0.008                |
| Zürich            | 1994               | 2009               | 0.027±0.003                |
| Tessin            | 1997               | 2008-2009          | 0.044±0.006                |
| Vaud              | 1997               | 2009               | 0.026±0.003                |
| Vaud              | 1998               | 2008-2009          | 0.015±0.004                |
| Vaud              | 1994               | 2009               | 0.064±0.008                |
| Tessin            | 1996               | 2008-2009          | 0.084±0.011                |
| Zürich            | 1999               | 2009               | 0.038±0.006                |
| Zürich            | 2002               | 2009               | 0.028±0.008                |
| Berne             | 2002               | 2009               | 0.064±0.009                |
| Vaud              | 1998               | 2009               | 0.078±0.009                |
| Vaud              | 1999               | 2009               | 0.016±0.003                |

## Résultats et discussion

Les analyses des dents de lait prélevées entre 2008 et 2009 (Tableau 1) confirment les faibles niveaux d'activité mesurés dans ces échantillons ces 10 dernières années (moyenne = 0.035 Bq/g Ca). L'activité moyenne des dents de lait est similaire à celle déterminée dans les vertèbres d'adultes décédés en 2009 (moyenne= 0.030; Tableau 2). Ces deux types de mesures garantissent que l'environnement en Suisse n'a pas subi d'augmentation d'activité en  $^{90}\text{Sr}$  mesurable ces dernières années. Les caractéristiques principales des mesures indiquent que:

- L'activité en  $^{90}\text{Sr}$  des dents de lait et des vertèbres diminuent d'année en année en Suisse depuis la promulgation du traité d'interdiction des essais nucléaires en atmosphère. Toutefois, depuis une dizaine d'années, on observe une tendance à la stagnation des activités en  $^{90}\text{Sr}$ , exprimées en Bq/g Ca.
- Les activités en  $^{90}\text{Sr}$  des dents de lait et des vertèbres tendent à une valeur d'équilibre proche de 0.030 Bq/g Ca.

Le Tableau 3 présente les résultats obtenus en 2009 sur différents aliments prélevés sur le marché de Lausanne et sur des laits prélevés sur l'ensemble de la Suisse. Les activités sont représentatives d'échantillons de plaine car c'est sur le plateau suisse que se concentre l'essentiel de la population du pays. Toutefois, il faut retenir que les produits laitiers en provenance de pâturages de montagne contiennent significativement (jusqu'à 10 fois) plus de  $^{90}\text{Sr}$  [1].

**Tableau 2:**

$^{90}\text{Sr}$  (Bq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2009. Incertitudes pour  $u(95\%)$ .

| Année de décès             | Lieu de décès | $^{90}\text{Sr}$ (Bq/g Ca) |
|----------------------------|---------------|----------------------------|
| Début 2010                 | Vaud          | 0.020±0.009                |
| Début 2010                 | Vaud          | 0.021±0.003                |
| Début 2010                 | Vaud          | 0.019±0.009                |
| Début 2010                 | Vaud          | 0.021±0.002                |
| Début 2010                 | Vaud          | 0.023±0.006                |
| 2009                       | Tessin        | 0.016±0.004                |
| 2009                       | Tessin        | 0.019±0.007                |
| 2009                       | Tessin        | 0.036±0.006                |
| 2009                       | Tessin        | 0.031±0.007                |
| 2009                       | Tessin        | 0.026±0.005                |
| 2009                       | Tessin        | 0.033±0.005                |
| 2009                       | Tessin        | 0.067±0.005                |
| 2009                       | Tessin        | 0.012±0.004                |
| 2009                       | Tessin        | 0.079±0.014                |
| 2009                       | Tessin        | 0.024±0.006                |
| 2009                       | Tessin        | 0.041±0.011                |
| <b>Moyenne 2009 (n=16)</b> |               | <b>0.030±0.018</b>         |

[1] Pourcelot, L.; Steinmann, P.; Froidevaux, P. Chemosphere 2007; 66:1571.

**Tableau 3:**

<sup>90</sup>Sr (Bq/g Ca) dans différents aliments prélevés en 2009 entrant dans l'apport de calcium et pouvant influencer le rapport <sup>90</sup>Sr Bq/g Ca dans le corps humain.

| Lieu de prélèvement                  | <sup>90</sup> Sr (Bq/g Ca) |
|--------------------------------------|----------------------------|
| <b>Lait</b>                          |                            |
| Beznau                               | 0.024 ± 0.014              |
| Leibstadt                            | 0.047 ± 0.014              |
| Gösigen                              | 0.023 ± 0.011              |
| Arenenberg                           | 0.084 ± 0.042              |
| Dogern (A)                           | 0.033 ± 0.008              |
| Grangeneuve                          | 0.050 ± 0.008              |
| Peney-Jorat                          | 0.037 ± 0.007              |
| <b>Moyenne: 0.042 ± 0.021</b>        |                            |
| <b>Blé</b>                           |                            |
| Fribourg                             | 0.75 ± 0.04                |
| Däniken                              | 0.51 ± 0.03                |
| Soleure                              | 0.65 ± 0.04                |
| Thurgovie                            | 0.56 ± 0.08                |
| Dogen (A)                            | 0.34 ± 0.06                |
| Leibstadt                            | 1.00 ± 0.08                |
| St-Margrethen                        | 0.45 ± 0.05                |
| Beznau                               | 0.80 ± 0.07                |
| Argovie                              | 0.56 ± 0.04                |
| <b>Moyenne: 0.60 ± 0.15</b>          |                            |
| <b>Légumes et fruits</b>             |                            |
| Pommes Boscop                        | 0.46 ± 0.04                |
| Pommes Gala                          | 0.17 ± 0.03                |
| Pommes de terre, Binjes avec pelures | 0.92 ± 0.16                |
| Pommes de terre, Binjes pelées       | 0.90 ± 0.17                |
| Salade, feuille de chêne             | 0.06 ± 0.01                |
| Carotte bio, pelées                  | 0.08 ± 0.008               |
| Salade, Batavia                      | 0.06 ± 0.01                |
| Epinards                             | 0.10 ± 0.01                |
| <b>Moyenne: 0.34 ± 0.35</b>          |                            |

En moyenne, sur le plateau suisse, les activités en <sup>90</sup>Sr sont de 0.042 Bq/g Ca pour le lait, mais de l'ordre de 0.60 Bq/g Ca pour le blé non raffiné et de 0.90 Bq/g Ca pour les pommes-de-terre, qui constituent également une part importante du régime alimentaire en Suisse. On constate donc que le rapport trouvé dans les tissus calcifiés du corps humain est proche de celui trouvé dans le lait mais diffère significativement du rapport trouvé dans d'autres aliments. Le lait constitue donc probablement encore l'apport principal en calcium en Suisse. Toutefois, l'utilisation accrue de céréales non raffinées dans l'élaboration du pain et de produits fabriqués pour le petit déjeuner ainsi qu'une alimentation moins ri-

che en produits laitiers est une réalité assez récente en Suisse mais qui pourrait expliquer une certaine part de la variabilité entre les cas individuels. Ainsi une personne consommant très peu de produits laitiers, avec un apport calcique par les céréales et les végétaux accru en conséquence, pourrait avoir un rapport <sup>90</sup>Sr Bq/g Ca des tissus calcifiés plus élevé que les moyennes présentées dans ce travail. Toutefois il est à noter que, selon l'analyse de notre base de données pour le calcium dans les aliments, il faut consommer 0.9 l de lait pour ingérer 1 g de calcium alors que le même apport requiert environ 1.2 kg de céréales brutes ou 8 kg de pommes fraîches ou 5 kg de pommes-de-terre (avec la pelure) ou encore 750 g de salade. On peut donc exclure les fruits et les pommes de terre comme apport significatif de calcium (donc de <sup>90</sup>Sr). Cependant un régime végétarien à base de légumes verts et de céréales peut modifier significativement à la hausse le rapport <sup>90</sup>Sr/g Ca dans le corps humain.

## Conclusions

Les mesures de <sup>90</sup>Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines confirment la tendance à une diminution d'activité jusqu'à un niveau pratiquement indétectable et la présence d'un équilibre entre l'activité en <sup>90</sup>Sr présente dans le lait et celle mesurée dans les tissus calcifiés humains. Le lait est considéré comme l'aliment apportant la majeure partie du <sup>90</sup>Sr trouvé dans le corps humain mais les changements de régimes alimentaires constatés depuis quelque temps, telles que l'utilisation de farines non raffinées, d'une alimentation végétarienne et une diminution importante des produits laitiers considérés comme allergènes, pourraient modifier le rapport <sup>90</sup>Sr Bq/g Ca à la hausse dans certains cas individuels.

## Remerciements

Nous remercions les médecins-dentistes ayant participé à la collecte des dents de lait et les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno pour la collecte des vertèbres. La commission d'éthique du Centre Hospitalier Universitaire Vaudois a accepté la poursuite du projet à la condition que seuls les lieux et années de décès soient mentionnés pour les mesures de vertèbres et le lieu de naissance et les années de naissance et d'extraction pour les mesures de dents de lait.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 7

## Messung von Spezialnukliden Mesures de nucléides spéciaux

|                                                                         |            |
|-------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>7.1 Tritium, Kohlenstoff-14, Argon-37 und Krypton-85</b>             | <b>92</b>  |
| Zusammenfassung                                                         | 92         |
| Kohlenstoff-14                                                          | 92         |
| Kernkraftwerk Leibstadt                                                 | 94         |
| Kernkraftwerk Gösgen                                                    | 94         |
| Kernkraftwerk Mühleberg                                                 | 95         |
| Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau | 95         |
| Messungen in der Region Basel Stadt                                     | 96         |
| Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)                                       | 98         |
| Krypton-85 ( $^{85}\text{Kr}$ )                                         | 99         |
| Argon-37 ( $^{37}\text{Ar}$ )                                           | 99         |
| Tritium ( $^3\text{H}$ )                                                | 100        |
| <b>7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement</b>     | <b>103</b> |
| Résumé                                                                  | 103        |
| Introduction                                                            | 104        |
| Méthode de séparation chimique                                          | 104        |
| Résultats                                                               | 105        |
| Conclusions                                                             | 108        |



## 7.1

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

**Th. Stocker, H. Bürki, R. Fischer, M. Möll, R. Purtschert, R. Reber, U. Schotterer und T. Wagner**

Abt. Klima und Umweltp Physik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 BERN

**H. Sartorius, C. Schlosser und M. Konrad**

Bundesamt für Strahlenschutz, Rosastrasse 9, D-79098 FREIBURG IM BREISGAU

**J. Eikenberg, R. Siegwolf**

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN-PSI

### Zusammenfassung

Die Messungen des  $^{14}\text{C}$ -Gehalts an Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Gösgen, Leibstadt, Mühleberg), Kehrlichtverbrennungsanlagen (Bern, Lausanne, Thun und Zürich), des Paul-Scherrer-Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2009 weitergeführt. Aus  $^{14}\text{C}$ -Werten von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale  $^{14}\text{C}$ -Quellen und -Verdünnungen wurde ein  $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert von  $43 \pm 3\%$  bestimmt.

Die 77 auf  $^{14}\text{C}$  untersuchten Standorte unterscheiden sich um höchstens 153‰ von diesem Referenzwert. Dies entspricht einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von 0 bis  $2 \mu\text{Sv}$  ( $10^{-6}$  Sievert =  $1 \mu\text{Sv}$ ). Im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung von  $3'000 \mu\text{Sv/a}$  fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen im Berichtsjahr nicht ins Gewicht.

Die beiden Edelgas-Radionuklide  $^{85}\text{Kr}$  und  $^{37}\text{Ar}$  werden auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen in der Atmosphäre produziert. Anthropogenes  $^{85}\text{Kr}$  konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.8 Jahren und den steigenden Emissionsraten über die letzten 40 Jahre in der Atmosphäre anreichern. Demgegenüber ist die aktuelle Konzentration von  $^{37}\text{Ar}$  praktisch nicht von künstlichen Quellen beeinflusst. Beide Isotope verursachen keine signifikante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis.

Die gewichteten Jahresmittel der Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen sind nur geringfügig erhöht. Sie betragen, je nach Standort, 0.8 - 3.7 Bq/l.

### Kohlenstoff-14

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

#### Referenzwert

Der  $^{14}\text{C}$ -Gehalt von atmosphärischem  $\text{CO}_2$  nimmt weiter ab, liegt aber gegenwärtig immer noch über dem als Basis für die Radiocarbonatierung definierten Standardwert für das Jahr 1950:

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

Der noch vorhandene Anteil an durch Nuklearwaffentests vor allem zwischen 1955 und 1966 produziertem  $^{14}\text{CO}_2$  in der Atmosphäre wird durch die Verbrennung fossiler, d. h.  $^{14}\text{C}$ -freier, Brennstoffe global noch nicht wettgemacht. Nur lokal manifestiert sich die als «Suess»- oder «Industrie»-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen  $^{14}\text{CO}_2$ .

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

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

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

Sinnvoll ist auch ein Vergleich mit  $^{14}\text{C}$ -Werten von Laub, welches von Bäumen ohne lokale  $^{14}\text{C}$ -Quellen oder -Verdünnungen stammt. Zu diesem Zweck wurden an drei ländlichen Standorten Buchen- und Lindenblätter gesammelt. Ihr  $^{14}\text{C}$ -Gehalt wurde bestimmt und nach (2) mit  $^{14}\text{A}_0$  verglichen (Figur 1). Aus den resultierenden  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten wurde für das Jahr 2009 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis dienen die ausgewachsenen, im Juni, August und Oktober gepflückten Blätter.

$$(3) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2009}} = 43 \pm 3 \text{ [‰]}$$

Die Differenz

$$(4) \text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2009}}$$

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

#### Aufbereitung von Laubproben für die $^{14}\text{C}$ -Messung

Es gelangen zwei unterschiedliche Methoden zur Anwendung:

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

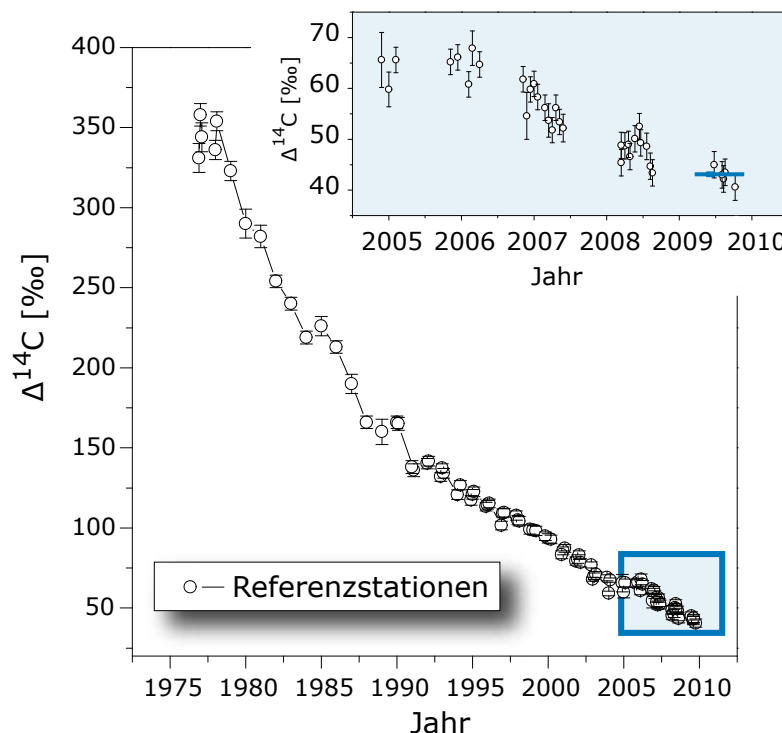
An der Referenzstation ergaben Messungen an der Blattkohle (Methode A) im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt (Methode B) Unterschiede von weniger als 4‰. An belasteten Standorten können die Unterschiede zwischen den Resultaten der nach den Methoden A und B aufbereiteten Proben jedoch grösser sein.

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

**Tabelle 1:**

Messwerte 2009 und Koordinaten der Referenzstationen

| Ort        | $\Delta^{14}\text{C}$ [‰] |      |      | Koordinaten     | [m.ü.M.] | Baumart/Standort          |
|------------|---------------------------|------|------|-----------------|----------|---------------------------|
|            | Juni                      | Aug. | Okt. |                 |          |                           |
| Taanwald   | -                         | 43.0 | -    | 601320 / 186150 | 938      | Rotbuchen im Wald         |
| Belpberg I | 45.0                      | 42.2 | 40.6 | 606050 / 190800 | 825      | Rotbuche auf Krete Ø 45cm |
| Ballenbühl | -                         | 43.5 | -    | 612550 / 192800 | 852      | Linden freistehend        |



**Figur 1:**

$\Delta^{14}\text{C}$ -Konzentrationen in Laubblättern von den Referenzstationen. Nach einem praktisch konstanten Level in den Jahren 2004 bis 2006 setzte sich der 2007 festgestellte Rückgang 2008 und 2009 fort.

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

Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2009 wurden beim KKL Blätter an verschiedenen Standorten in beiden Hauptwindrichtungen gesammelt und gemessen. Damit werden die z. T. seit 1984 geführten Zeitreihen fortgesetzt. Die höchste <sup>14</sup>C-Konzentration ergab sich in 500 - 1000 m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung bei den Birken vom Standort Fullerfeld und im Südwesten bei der Rotbuche an der Position Zaun C (Figur 2).



**Figur 2:** Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL). Probennahme: 12.8.2009. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

In Tabelle 2 sind die im Jahr 2009 gemessenen Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Alle Werte liegen deutlich unter den Höchstwerten früherer Jahre.

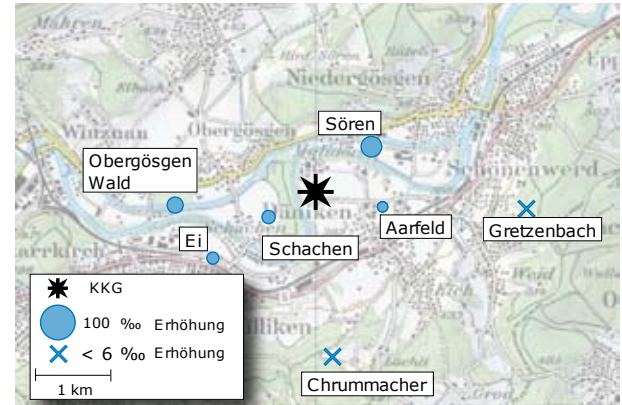
**Tabelle 2:** Im Jahre 2009 gemessene Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern in der Umgebung des KKL im Vergleich mit früheren Jahren (1984-2008).

| Ort                     | Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1984-2008 [‰] |
|-------------------------|--------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Fullerfeld <sup>2</sup> | 112                                        | 238 (2002)                                               |
| Ried                    | 82                                         | 128 (2002)                                               |
| Seel                    | 34                                         | 65 (2002)                                                |
| Schlüsselgraben         | 73                                         | 127 (1999)                                               |
| Chlammli                | 48                                         | 100 (1995)                                               |
| Schiessplatz            | 27                                         | 60 (2007)                                                |
| Zaun C*                 | 53                                         | 87 (2008)                                                |

\*Messbeginn 2005

Kernkraftwerk Gösgen

In Figur 3 und Tabelle 3 sind die Resultate der am 12. August 2009 gewonnenen Blattproben dargestellt. Der höchste Messwert resultierte in nordöstlicher Richtung am Standort Sören (Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 39‰). Der Standort Chrummacher (408 m.ü.M.) befindet sich quer zu den topographisch bedingten Hauptwindrichtungen. Der Messwert bei Chrummacher ist gegenüber dem Referenzwert nur um 4‰ erhöht, d. h. er weicht um weniger als  $2\sigma$  vom Referenzwert ( $43 \pm 3$  ‰) ab.



**Figur 3:** Örtliche Verteilung der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

**Tabelle 3:** Im Jahre 2009 gemessene Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern in der Umgebung des KKG im Vergleich mit früheren Jahren (1984-2008).

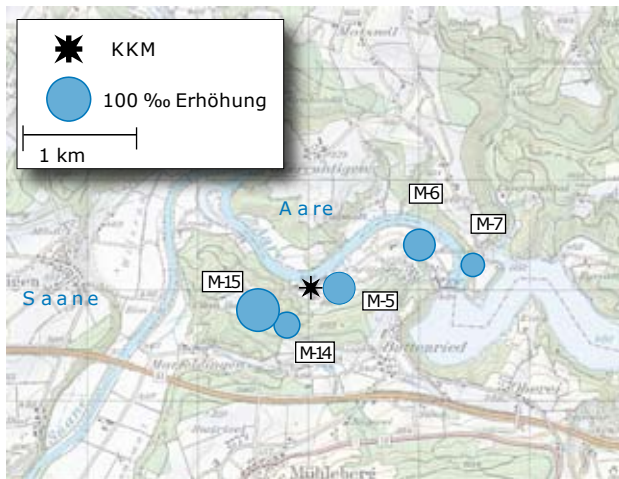
| Ort           | Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1984-2008 [‰] |
|---------------|--------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Ei*           | 13                                         | 23 (2005)                                                |
| Sören*        | 39                                         | 92 (1998)                                                |
| Schachen*     | 16                                         | 84 (2005)                                                |
| Aarfeld*      | 10                                         | 43 (1995)                                                |
| Obergösgen*   | 23                                         | 24 (2005)                                                |
| Gretzenbach*  | 4                                          | 20 (1995)                                                |
| Chrummacher** | 4                                          | 6 (2008)                                                 |

\*Messbeginn 2005 \*\*Messbeginn 2004

[2] Frühere Bezeichnung: «Meteostation»

## Kernkraftwerk Mühleberg

Die in Figur 4 symbolisch dargestellte Verteilung der Messwerte um das KKM zeigt ein ähnliches Bild wie im Vorjahr. Die grösste Erhöhung findet sich wieder am Standort M-15 Ufem Horn (Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von 94‰). Mit Ausnahme des Standorts M-15 liegen alle Werte deutlich unter den seit Messbeginn im Jahre 1977 registrierten Höchstwerten.



**Figur 4:** Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) für die Probenahme vom 5. August 2009. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

**Tabelle 4:**

Im Jahre 2009 gemessene Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern in der Umgebung des KKM im Vergleich mit früheren Jahren (1977-2008).

| Ort               | Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1977-2008 [‰] |
|-------------------|--------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| EW M-6            | 52                                         | 83 (1977)                                                |
| Wickacker M-7     | 28                                         | 65 (1977)                                                |
| Runtigenrain M-14 | 35                                         | 85 (1987)                                                |
| Ufem Horn M-15    | 94                                         | 116 (1984)                                               |
| Schiessplatz M-5  | 52                                         | 105 (2007)                                               |

## Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau

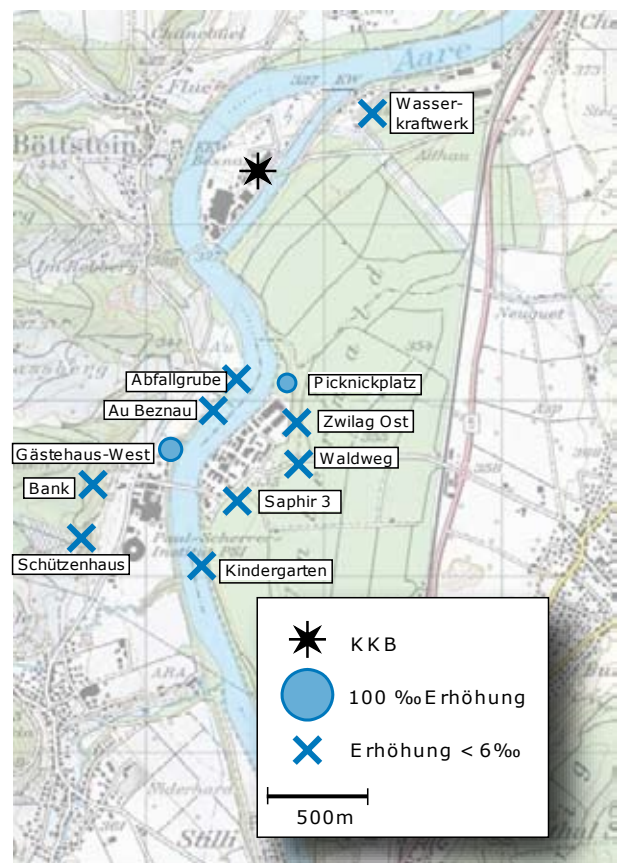
Die  $^{14}\text{C}$ - und  $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen in den Blattproben wurden am PSI durchgeführt. Die Messunsicherheit für die  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 6 bis 7‰. In der Umgebung des PSI wurden nur vereinzelt erhöhte  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte gemessen (bis maximal 19‰). Es ergibt sich dasselbe Bild wie in den letzten 5 bis 10 Jahren.

**Tabelle 5:**

Im Jahre 2009 gemessene Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern in der Umgebung des PSI/ZWILAG im Vergleich mit früheren Jahren (1984-2008).

| Ort                  | Frühere Bezeichnung | Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1984-2008 [‰] |
|----------------------|---------------------|--------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Abfallgrube*         | -                   | 7                                          | 32 (2000)                                                |
| Au Beznau            | -                   | 3                                          | 118 (1984)                                               |
| Bank*                | -                   | -9                                         | 56 (2000)                                                |
| Gästehaus-West*      | SIN Nord            | 19                                         | 37 (2000)                                                |
| Kindergarten         | EIR Süd             | 6                                          | 49 (1984)                                                |
| Picknickplatz*       | -                   | 12                                         | 38 (1998)                                                |
| Saphir (Reaktorstr.) | Saphir 3            | 0                                          | 1023 (1986)                                              |
| Schützenhaus*        | SIN West            | 0                                          | 34 (1998)                                                |
| Waldweg**            | -                   | 1                                          | 25 (2000)                                                |
| Wasserkraftwerk      | -                   | -1                                         | 46 (1986)                                                |
| Zwilag Ost           | EIR Ost             | 5                                          | 51 (1989)                                                |

\*Messbeginn 1997 \*\*Messbeginn 1999

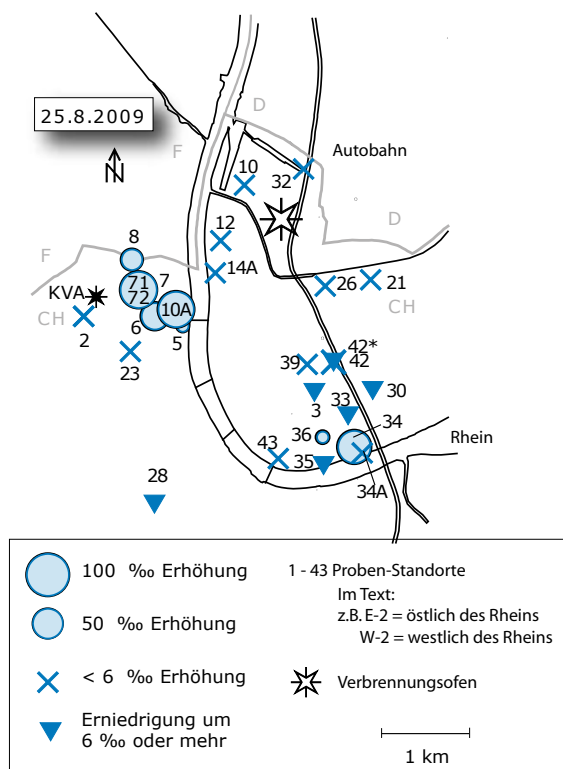


**Figur 5:**

Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul-Scherrer-Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2009 (Jost Eikenberg, R. Siegwolf, PSI). Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

## Messungen in der Region Basel Stadt

Wie bereits im Vorjahr fand die Hauptprobennahme 2009 in Basel im August statt. Im Westen finden sich die Standorte im und um das Novartis-Werk St. Johann, im Osten um das Areal der Firma Roche. Die höchsten Werte wurden im Oktober gemessen, und zwar bei W-10A mit +153‰ und bei E-34 mit +76‰. Die Werte an den Standorten W-07, W-71 und W-72 sind gegenüber dem Vorjahr deutlich abgesunken.

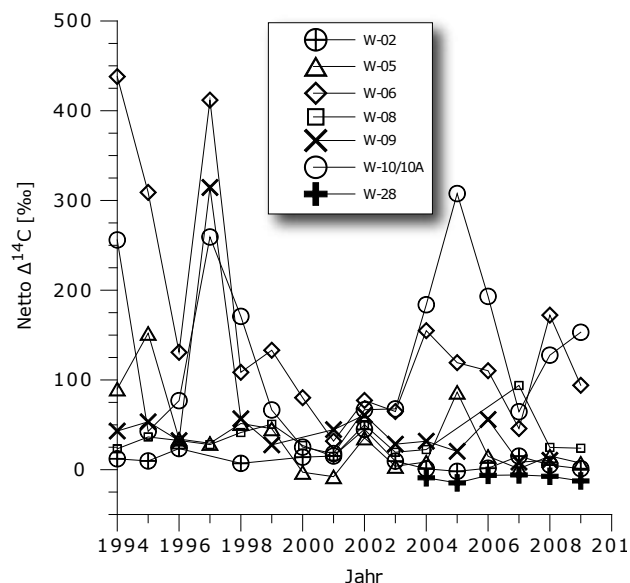


**Figur 6:**  
Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte für Blattproben aus dem Raum Basel.

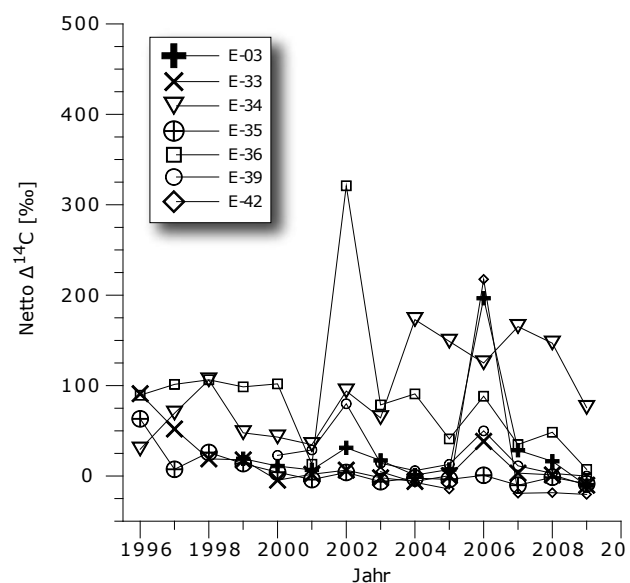
Für das am 14.10.2009 an den Standorten E-34, W-06 und W-10A gepflückte Laub wurden die  $^{14}\text{C}$ -Messungen sowohl an der Blattkohle als auch am ganzen Blatt durchgeführt (in den Tabellen 6 und 7 blau hinterlegt). Bei allen Wertepaaren sind die Resultate der  $^{14}\text{C}$ -Messungen am ganzen Blatt höher als diejenigen an der Blattkohle. Es ist daher sinnvoll, überall dort, wo erhöhte Messwerte zu erwarten sind, die zeitaufwändigere Messung am ganzen Blatt durchzuführen.

Alle 2009 gemessenen Erhöhungen fallen im Vergleich zu der um einen Faktor 1'000 grösseren natürlichen Strahlenbelastung nicht ins Gewicht.

In den Figuren 7+8 werden Zeitreihen ausgewählter Standorte abgebildet. Hier erkennt man Jahre mit erhöhten Messwerten. Schwankungen in diesem Bereich sind jedoch unbedeutend.



**Figur 7:**  
Zeitreihe der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte westlich des Rheins (östlich der KVA). Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte eingetragen.



**Figur 8:**  
Zeitreihe der Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte östlich des Rheins. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte eingetragen.

**Tabelle 6:**

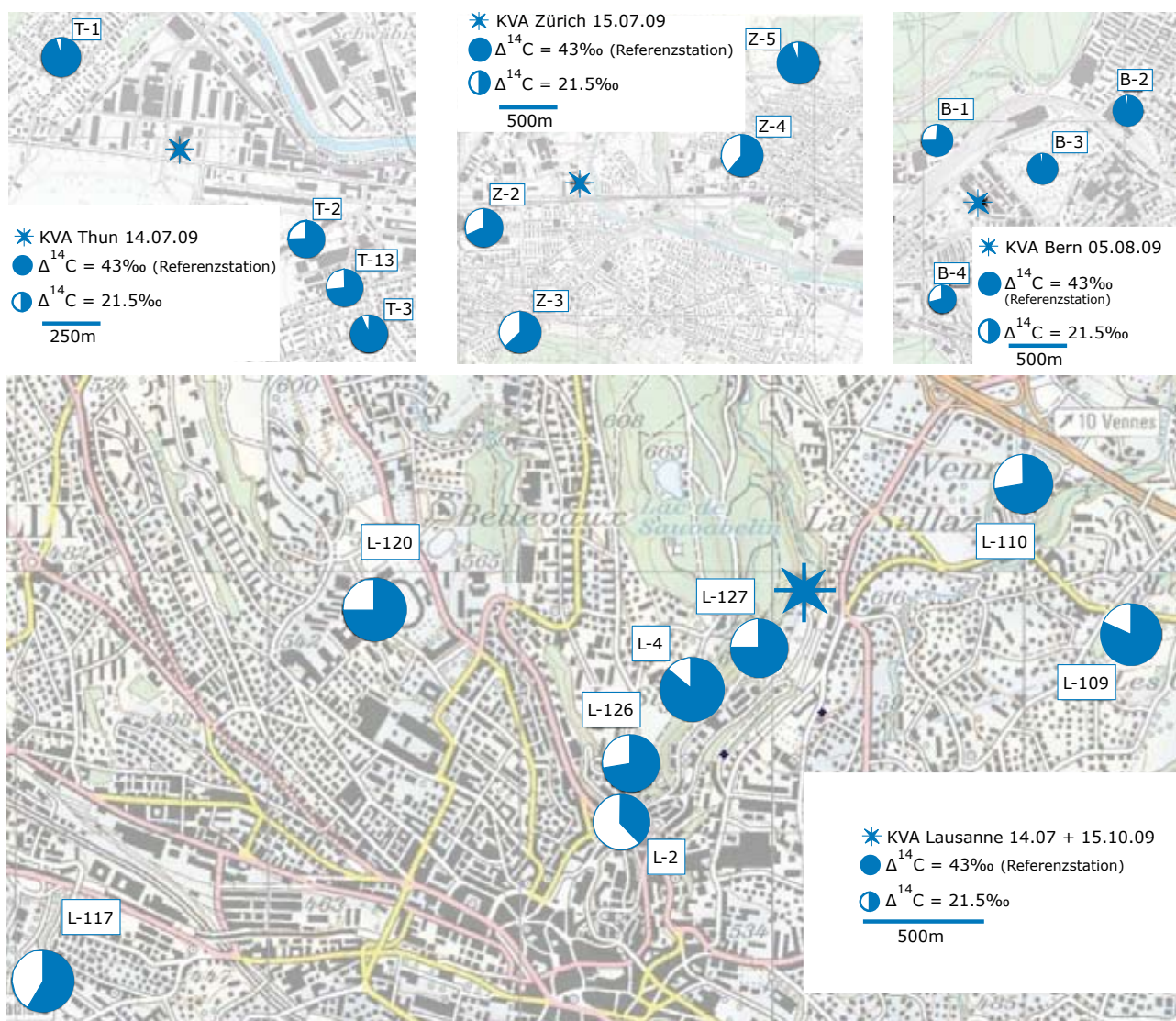
Im Jahre 2009 gemessene höchste Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 - 2008) am Standort Basel östlich des Rheins. Hellblau hinterlegt ist der Standort mit Resultaten aus der Blattkohle und dem ganzen Blatt. Am Standort E-42 wurde vor dem Gebäude (Strassenseite) und hinter dem Gebäude (E-42\*, Hofseite) gemessen.

| Ort   | In der Blattkohle                                   |                                                            | Im ganzen Blatt                                     |                                                            |
|-------|-----------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|
|       | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1994 - 2008 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2005 - 2008 [‰] |
| E-03  | -                                                   | 197 (2006)                                                 | -11                                                 | 23 (2007)                                                  |
| E-10  | -1                                                  | 251 (1997)                                                 | -                                                   | -                                                          |
| E-12  | 0                                                   | 43 (1997)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| E-14A | -3                                                  | 66 (1997)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| E-21  | 2                                                   | 11 (2007)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| E-26  | -1                                                  | 169 (1996)                                                 | -                                                   | -                                                          |
| E-32  | 6                                                   | -                                                          | -                                                   | -                                                          |
| E-33  | -10                                                 | 38 (2006)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| E-34  | 38                                                  | 173 (1996)                                                 | 76                                                  | 165 (2007)                                                 |
| E-34A | 9                                                   | 30 (1998)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| E-35  | -9                                                  | 63 (2006)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| E-36  | 7                                                   | 106 (2003)                                                 | -                                                   | 88 (2006)                                                  |
| E-39  | 0                                                   | 50 (2006)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| E-42  | -20                                                 | 4 (2003)                                                   | -                                                   | -                                                          |
| E-42* | -5                                                  | 218 (2006)                                                 | -                                                   | -                                                          |
| E-43  | 5                                                   | 74 (2002)                                                  | -                                                   | -                                                          |

**Tabelle 7:**

Im Jahre 2009 gemessene höchste Netto  $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 - 2008) am Standort Basel westlich des Rheins. Hellblau hinterlegt sind die Standorte mit Resultaten aus der Blattkohle und dem ganzen Blatt.

| Ort   | In der Blattkohle                                   |                                                            | Im ganzen Blatt                                     |                                                            |
|-------|-----------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|
|       | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1994 - 2008 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2009 [‰] | Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2005 - 2008 [‰] |
| W-02  | -                                                   | 45 (2002)                                                  | 1                                                   | -                                                          |
| W-05  | 7                                                   | 152 (1995)                                                 | -                                                   | -                                                          |
| W-06  | 70                                                  | 438 (1994)                                                 | 94                                                  | 172 (2008)                                                 |
| W-07  | -                                                   | 89 (2000)                                                  | 13                                                  | 253 (2008)                                                 |
| W-71  | -                                                   | 227 (2008)                                                 | 75                                                  | -                                                          |
| W-72  | -                                                   | 107 (2008)                                                 | 72                                                  | -                                                          |
| W-08  | -                                                   | 94 (2007)                                                  | 24                                                  | -                                                          |
| W-10A | 140                                                 | 259 (1997)                                                 | 153                                                 | 308 (2005)                                                 |
| W-23  | 0                                                   | 14 (2000)                                                  | -                                                   | -                                                          |
| W-28  | -13                                                 | -6 (2007)                                                  | -                                                   | -                                                          |



**Figur 9:**  
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Bern, Lausanne, Thun und Zürich.

## Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)

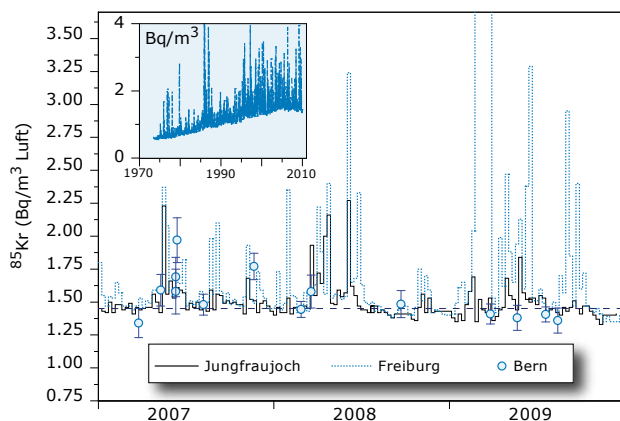
In den Emissionen der geprüften Kehrichtverbrennungsanlagen wurden keine erhöhten  $^{14}\text{C}$ -Werte gemessen. Es wurden also in keiner der Anlagen im Laub nachweisbare Mengen von  $^{14}\text{C}$  verbrannt.

In Lausanne wurde ca. 0.8 km nord-nordöstlich der mittlerweile stillgelegten KVA eine neue Anlage in Betrieb genommen. Im Oktober 2009 wurden erstmals neue Standorte in den Hauptwindrichtungen (Nordost/Südwest) der neuen KVA beprobt. Diese in Absprache mit dem Betriebsleiter der neuen KVA

gewählten Standorte ermöglichen eine optimierte Beprobung im Vergleich zu den bisherigen Standorten. Es wurde ausschliesslich Laub von Eichen untersucht, die von der KVA Lausanne bereits für die Erkennung von Schwermetallen beprobt werden. Zu bemerken ist die Tatsache, dass trotz dem neuen Standort der KVA Lausanne bei L-2 weiterhin die geringste  $^{14}\text{C}$ -Konzentration gemessen wurde. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Luftzusammensetzung lokal vor allem durch die Abgase fossiler Brenn- und Treibstoffe beeinflusst wird.

## Krypton-85 ( $^{85}\text{Kr}$ )

$^{85}\text{Kr}$  wird überwiegend bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen in die Atmosphäre freigesetzt. Die zunehmenden Emissionsraten über die letzten drei Jahrzehnte führten zu einem Anstieg der Aktivitätskonzentration von  $^{85}\text{Kr}$  in der Atmosphäre auf bis zu  $1.45 \text{ Bq/m}^3$  Luft in Mitteleuropa (Figur 10, kleines Bild und gestrichelte Linie in Figur 10). Seit etwa 2003 reduzierte sich die Zuwachsrate und im Jahr 2009 nahmen die Werte erstmals wieder leicht ab. Das bedeutet, dass die globalen Aufarbeitungsraten erstmals seit langer Zeit wieder abnehmen (zumindest in der Nordhemisphäre). Der Vergleich der Wochenwerte der Messstationen Freiburg i. Br. und auf dem Jungfraujoch über die letzten 3 Jahre ergibt praktisch identische Basiswerte für beide Stationen (Figur 10). Die Aktivitätsmaxima von Abluftfahnen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield (E) und La Hague (F) sind bei der Forschungsstation Jungfraujoch jedoch weniger häufig und auch weniger ausgeprägt. Dies ist auf die erhöhte Lage des Jochs zurückzuführen, die vor allem in den Wintermonaten über der planetaren Grenzschicht liegt und somit von bodennahen Emissionen weniger beeinflusst wird.



**Figur 10:** Atmosphärische  $^{85}\text{Kr}$  Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfraujoch (3500 m.ü.M.), Freiburg i. Br. (276 m.ü.M.) sowie stichprobenartige Messungen in Bern (gemessen durch Uni Bern) über die letzten drei Jahre. Kleines Bild: Aktivitätsverlauf bei der Station Freiburg i. Br. über die letzten 37 Jahre. Die Messungen der Proben aus Freiburg und vom Jungfraujoch wurden am Bundesamt für Strahlenschutz in Freiburg i. Br. durchgeführt.

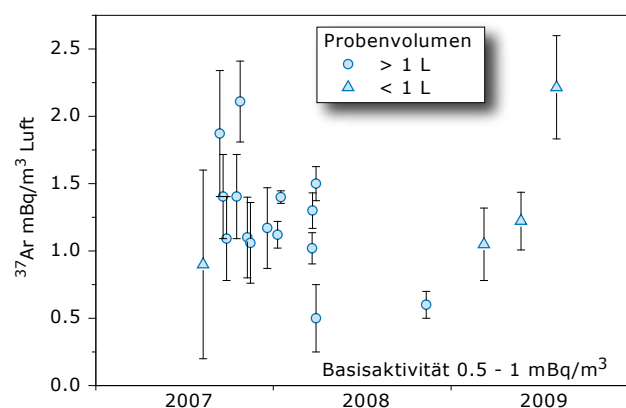
Auch am Physikalischen Institut der Universität Bern werden Stichprobenmessungen der  $^{85}\text{Kr}$  Aktivitätskonzentration durchgeführt (20 L Luft, die innert Minuten gesammelt werden; Figur 10). Diese Werte stimmen innerhalb der Messfehler gut mit jenen vom Jungfraujoch und Freiburg i. Br. überein, welche am Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) in Freiburg gemessen wurden.

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

## Argon-37 ( $^{37}\text{Ar}$ )

Die periodische Überwachung der  $^{37}\text{Ar}$  Aktivität in der Atmosphäre durch die Universität Bern wurde auch im Jahr 2009 fortgeführt (Figur 11). Argon-37 wird in der Atmosphäre durch die Spallationsreaktion  $^{40}\text{Ar}(n, 4n)^{37}\text{Ar}$  produziert. Die Neutronen stammen dabei von der kosmischen Strahlung. Künstlich produziertes  $^{37}\text{Ar}$  in messbaren atmosphärischen Konzentrationen bedarf hoher Neutronenflüsse, wie sie nur bei nuklearen Testexplosionen auftreten. Insbesondere bei unterirdischen Tests werden grosse Mengen  $^{37}\text{Ar}$  durch die  $^{40}\text{Ca}(n, \alpha)^{37}\text{Ar}$  Reaktion erzeugt. Bei unvollständiger Versiegelung der Testkaverne könnte das Gas an die Erdoberfläche und schliesslich in die Atmosphäre gelangen.

In den letzten drei Jahren gemessene Luftproben aus der Station Bern entsprechen der natürlichen Hintergrundaktivität von ca.  $0.5 - 2 \text{ mBq/m}^3$  Luft. Dies ist nochmals 3 Größenordnungen weniger als die  $^{85}\text{Kr}$  Aktivität. Diese sehr geringe Hintergrundaktivität, bedingt durch die kurze Halbwertszeit von 35 Tagen und die kleine Produktionsrate, macht  $^{37}\text{Ar}$  bei Vor-Ort-Inspektionen zu einem sensitiven Werkzeug zur Überwachung des Vertrags über das umfassende Verbot von Nuklearversuchen (Kernwaffenteststopvertrag, CTBT).



**Figur 11:**  $^{37}\text{Ar}$  Aktivität in Troposphärenluft von Bern.

## Tritium ( $^3\text{H}$ )

Die Tritiumkonzentration in den Niederschlägen über dem Alpenraum setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen und zwar aus der natürlichen Tritiumproduktion über die kosmische Strahlung, dem Rest aus der Kernwaffenproduktion (zwischen 1950 und 1970) der noch in der Stratosphäre verblieben ist und dem Industrietritium.

Die natürliche Tritiumproduktion hat im Jahresmittel einen Anteil von etwa 0.5 Bq/l und hängt von der Entfernung zum Ozean ab, der das Tritium aus den Niederschlägen aufnimmt und stark verdünnt. Das Oberflächenwasser der Ozeane hat eine Konzentration von etwa 0.2 Bq/l.

Der Rest aus der Kernwaffenproduktion, der noch in der Stratosphäre verblieben ist, gelangt im Frühsommer in die Troposphäre und wird dort von der Luftfeuchtigkeit der Ozeane laufend verdünnt und ausgegnet. Typisch dafür ist ein ausgeprägter Jahresgang der Konzentration mit einem Maximum im Sommer und einem Minimum im Winter.

Das Industrietritium schliesslich hat verschiedene Quellen. Ausserhalb der Schweiz wird es über die Wiederaufbereitung von Kernbrennstoffen erzeugt. In der Schweiz selbst gelangt neben Abgaben aus AKWs der grösste Teil über die Leuchtfarbenproduktion, über Abfälle aus medizinischen Anwendungen und deren Entsorgung in Kehrlichtverbrennungsanlagen in die Atmosphäre und damit in den Niederschlag. Alle diese Abgaben sind sehr unregelmässig, haben keinen Jahresgang und lassen sich daher oft in der saisonalen Tritiumverteilung nachweisen. Dieser Einfluss von Industrietritium ist lokal beschränkt. Da die Niederschläge in der Schweiz im Monatsmittel sehr unterschiedlich verteilt sind, kann man nur qualitative Rückschlüsse ziehen. Da die Standorte dieser Abgaben eine weitgehend konstante Verteilung aufweisen, ergibt sich aus dem BAG/ISOT Messnetz auch eine regionale Verteilung der Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen (Tabellen 8 und 9).

Ein von Industrietritium weitgehend ungestörter Jahresgang lässt sich vor allem in Locarno beobachten (Figur 13), dessen Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen wegen der Nähe zum Mittelmeer die tiefsten der ganzen Schweiz sind. Sie lagen in den letzten beiden Jahren unter 1 Bq/l. Ein Einfluss von Industrietritium aus dem Raum Mailand lässt sich vom Jahresgang her kaum beobachten.

Die Westschweiz mit Sion, Nyon und La Brévine (Figur 12 und Tabelle 9) kommt diesen tiefen Konzentrationen nahe. Da die Entfernung zum Atlantik grösser ist, erhöht sich auch der Einfluss kontinentaler Luftmassen. Damit wird die Möglichkeit der Beimischung von Industrietritium zum Niederschlag grösser. Einzelne Erhöhungen der monatlichen Tritiumkonzentrationen, die atypisch für die jahreszeitliche Verteilung sind, lassen sich immer wieder nachweisen.

Der Raum Bern wird von den Abgaben aus Niederräumen so stark geprägt, dass der natürliche Jahresgang des Tritiums völlig überdeckt ist (Figur 15). Einzelne Kontaminationsfahnen können das ganze Berner Oberland erreichen, der Nachweis hängt allerdings wie erwähnt von der lokalen Niederschlagsverteilung ab (Figur 14).

Ähnliches gilt für den Raum Basel (Figur 15). Generell werden in der Nordschweiz etwas höhere Werte gemessen als in den übrigen Regionen. Die Niederschläge in Vaduz haben vermehrt Einfluss aus dem Süden und damit auch tiefere Tritiumkonzentrationen (Figur 13).

Bezogen auf das Vorjahr waren die mit dem Niederschlag gewichteten Mittelwerte an den meisten Stationen wohl geringfügig höher (Tabelle 8). Solch minime Änderungen sind wahrscheinlich auf die Niederschlagsverteilung zurückzuführen. Das Beispiel Bern mag dies illustrieren: die gewichteten Jahresmittel für 2008 und 2009 sind praktisch gleich, da die Konzentrationserhöhungen im Oktober und November 2009 durch tiefere Werte im Dezember verbunden mit stark erhöhten Niederschlagssummen kompensiert wurden.

Ähnliches muss auch für die Messungen der Tritiumkonzentrationen der Aare bei Brugg gesagt werden (Figur 16). Da hier keine Abflussmessungen zur Verfügung stehen, können nur die Konzentrationsverläufe verglichen werden, nicht aber die abgegebene Aktivität. Der Konzentrationsverlauf ist in den letzten beiden Jahren sowohl im Jahresgang wie auch in den Konzentrationspitzen vergleichbar.

**Tabelle 8:**

Gewichtete Jahresmittel der Tritiumkonzentrationen im Niederschlag für die Jahre 2008 und 2009.

|             | Basel   | Bern        | Vaduz* | Meiringen | Guttannen  |
|-------------|---------|-------------|--------|-----------|------------|
|             | (Bq/l)  |             |        |           |            |
| Mittel 2009 | 1.60    | 3.90        | 1.20   | 1.20      | 1.10       |
| Mittel 2008 | 1.20    | 3.69        | 0.96   | 1.07      | 1.06       |
|             | Grimsel | La Brévine* | Nyon*  | Locarno   | Aare Brugg |
|             | (Bq/l)  |             |        |           |            |
| Mittel 2009 | 1.20    | 1.00        | 1.00   | 0.80      | 3.00       |
| Mittel 2008 | 1.05    | 0.91        | 1.00   | 0.71      | 3.04       |

**Tabelle 9:**

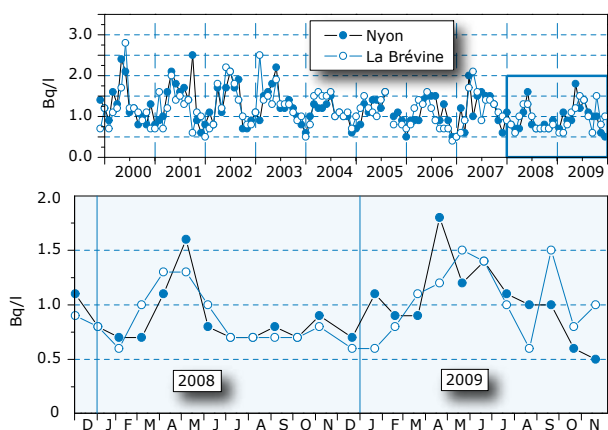
Tritiumkonzentrationen im Niederschlag; Monatsmittelwerte für 2009 [Bq/l].

|            | Basel       | Bern        | Grimsel     | Guttannen   | Meiringen   | Locarno     |
|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>JAN</b> | 2.22 ± 0.11 | 8.72 ± 0.19 | 0.76 ± 0.07 | 0.64 ± 0.07 | 0.76 ± 0.07 | 0.52 ± 0.07 |
| <b>FEB</b> | 1.55 ± 0.10 | 3.06 ± 0.12 | 0.88 ± 0.07 | 1.04 ± 0.08 | 1.43 ± 0.09 | 0.49 ± 0.07 |
| <b>MAR</b> | 1.64 ± 0.08 | 4.11 ± 0.13 | 1.23 ± 0.08 | 1.11 ± 0.07 | 1.01 ± 0.07 | 0.61 ± 0.07 |
| <b>APR</b> | 1.96 ± 0.10 | 2.26 ± 0.13 | 1.24 ± 0.08 | 1.17 ± 0.08 | 1.33 ± 0.07 | 1.23 ± 0.07 |
| <b>MAI</b> | 1.99 ± 0.09 | 3.01 ± 0.09 | 1.60 ± 0.07 | 1.67 ± 0.08 | 1.63 ± 0.08 | 1.16 ± 0.07 |
| <b>JUN</b> | 1.70 ± 0.08 | 2.35 ± 0.10 | 1.29 ± 0.06 | 1.29 ± 0.06 | 1.38 ± 0.06 | 0.86 ± 0.07 |
| <b>JUL</b> | 2.48 ± 0.09 | 2.26 ± 0.08 | 1.15 ± 0.07 | 1.30 ± 0.07 | 1.20 ± 0.06 | 1.20 ± 0.07 |
| <b>AUG</b> | 1.19 ± 0.07 | 2.23 ± 0.09 | 2.16 ± 0.07 | 1.27 ± 0.07 | 1.39 ± 0.07 | 1.21 ± 0.06 |
| <b>SEP</b> | 1.24 ± 0.07 | 1.69 ± 0.08 | 1.16 ± 0.07 | 1.02 ± 0.07 | 1.08 ± 0.06 | keine Probe |
| <b>OKT</b> | 1.15 ± 0.07 | 6.80 ± 0.16 | 1.00 ± 0.06 | 0.95 ± 0.06 | 1.02 ± 0.06 | 0.86 ± 0.07 |
| <b>NOV</b> | 0.93 ± 0.08 | 7.77 ± 0.08 | 0.84 ± 0.07 | 0.71 ± 0.07 | 0.99 ± 0.08 | 0.47 ± 0.07 |
| <b>DEZ</b> | 1.45 ± 0.07 | 2.67 ± 0.19 | 0.57 ± 0.07 | 1.14 ± 0.08 | 0.60 ± 0.06 | 0.48 ± 0.07 |

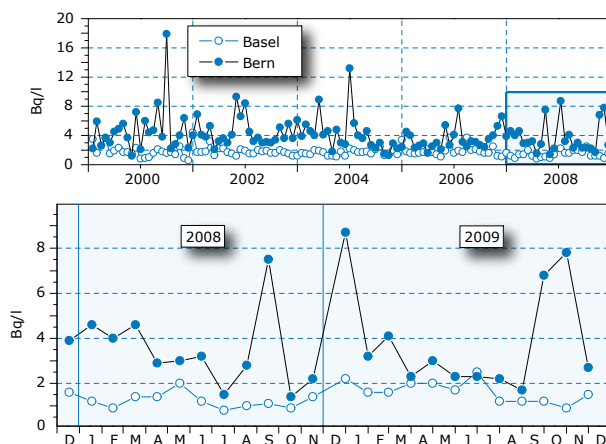
  

|            | Vaduz*      | Nyon*       | La Brévine* | St. Gallen* | Sion*       | Aare Brugg  |
|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>JAN</b> | 0.68 ± 0.07 | 0.65 ± 0.07 | 0.59 ± 0.07 | 1.00 ± 0.07 | 0.88 ± 0.07 | 1.07 ± 0.28 |
| <b>FEB</b> | 0.98 ± 0.07 | 1.11 ± 0.07 | 0.57 ± 0.08 | 0.97 ± 0.08 | 0.70 ± 0.07 | 1.32 ± 0.28 |
| <b>MAR</b> | 0.98 ± 0.07 | 0.89 ± 0.07 | 0.84 ± 0.07 | 1.14 ± 0.07 | 0.97 ± 0.07 | 1.72 ± 0.28 |
| <b>APR</b> | 1.46 ± 0.08 | 0.92 ± 0.07 | 1.10 ± 0.07 | 1.54 ± 0.08 | keine Probe | 13.7 ± 0.48 |
| <b>MAI</b> | 1.68 ± 0.08 | 1.81 ± 0.08 | 1.16 ± 0.07 | 1.60 ± 0.07 | 1.06 ± 0.07 | 4.27 ± 0.32 |
| <b>JUN</b> | 1.66 ± 0.09 | 1.24 ± 0.08 | 1.46 ± 0.07 | 1.35 ± 0.08 | 1.28 ± 0.08 | 5.89 ± 0.35 |
| <b>JUL</b> | 1.48 ± 0.09 | 1.35 ± 0.08 | 1.36 ± 0.08 | 1.09 ± 0.07 | 1.27 ± 0.08 | 1.19 ± 0.28 |
| <b>AUG</b> | 1.46 ± 0.09 | 1.13 ± 0.07 | 1.02 ± 0.07 | 1.50 ± 0.08 | 1.38 ± 0.08 | 0.85 ± 0.28 |
| <b>SEP</b> | 1.20 ± 0.08 | 0.96 ± 0.07 | 0.62 ± 0.06 | 1.09 ± 0.08 | keine Probe | 1.11 ± 0.28 |
| <b>OKT</b> | 0.95 ± 0.07 | 0.96 ± 0.08 | 1.49 ± 0.08 | 1.09 ± 0.07 | 0.96 ± 0.07 | 1.61 ± 0.27 |
| <b>NOV</b> | 0.60 ± 0.07 | 0.61 ± 0.07 | 0.78 ± 0.07 | 0.76 ± 0.08 | 0.45 ± 0.07 | 2.19 ± 0.27 |
| <b>DEZ</b> | 0.70 ± 0.07 | 0.50 ± 0.07 | 1.02 ± 0.07 | 0.90 ± 0.07 | 0.49 ± 0.07 | 1.65 ± 0.27 |

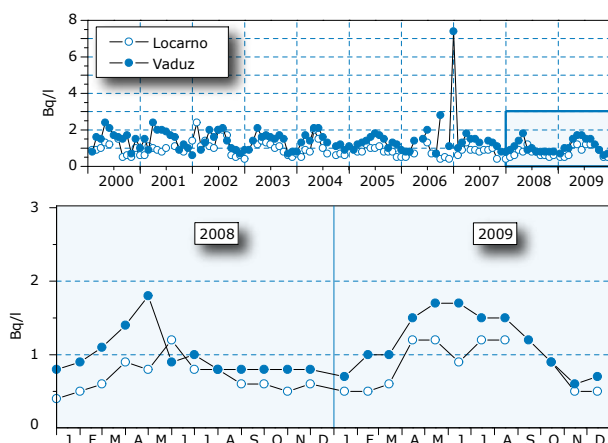
\* ISOT - Stationen (nationales Netz zur Beobachtung der Isotope im Wasserkreislauf)



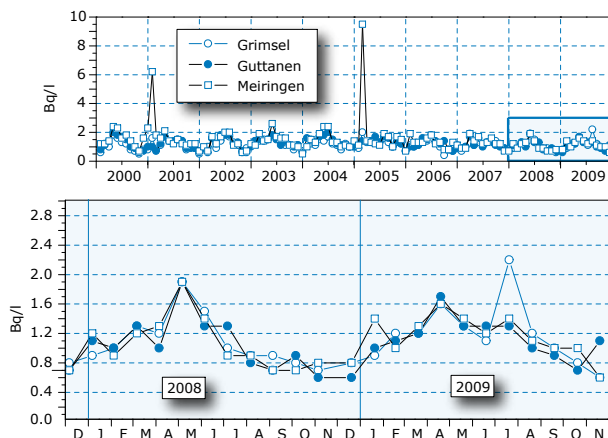
**Figur 12:** Tritiumkonzentrationen in der Westschweiz im zehnjährigen Verlauf und im Vergleich 2008 und 2009. Die Erhöhungen im Mai 2009 (Nyon) und Oktober 2009 (La Brévine) könnten von Industrietritium beeinflusst sein.



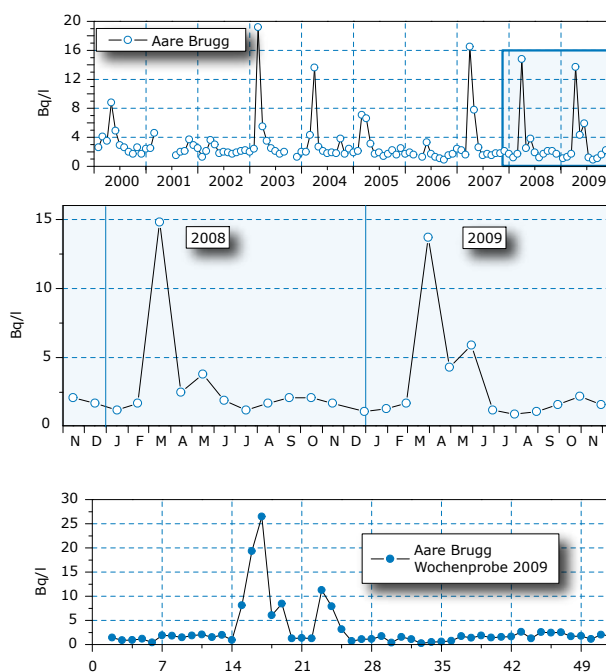
**Figur 15:** Tritiumkonzentrationen in Basel und Bern. Die lokalen Emissionen von Industrietritium überdecken vor allem in Bern den natürlichen Jahresgang im Niederschlag.



**Figur 13:** Tritiumkonzentrationen in der Südschweiz und im Fürstentum Liechtenstein im zehnjährigen Verlauf und im Vergleich 2008 und 2009. Der regionale Unterschied ist deutlich zu sehen.



**Figur 14:** Tritiumkonzentrationen im Berner Oberland im Verlauf der letzten 10 Jahre und im Vergleich der beiden letzten Jahre.



**Figur 16** Tritiumkonzentrationen im Flusswasser der Aare bei Brugg. Die jährlichen Tritiumabgaben aus Gösgen sind über mehrere Wochen verteilt. Der jahreszeitliche Verlauf ist seit 2007 praktisch gleich, einzig die Spitzen der Abgabem haben etwas abgenommen.

## 7.2

## Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

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

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

## Résumé

Les mesures de plutonium et d'américium ont été effectuées sur des sols, des sédiments, des filtres à air et des eaux. En plaine les activités en  $^{239+240}\text{Pu}$  pour les échantillons de sol (0 - 5 cm) prélevés en 2009 se situent entre 0.09 et 0.16 Bq/kg. En montagne, elles sont significativement plus élevées, entre 0.3 et 0.95 Bq/kg. Aux alentours des centrales nucléaires suisses les activités des actinides dans les sols et les sédiments ne dépassent pas 0.18 Bq/kg ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) et 0.08 Bq/kg ( $^{241}\text{Am}$ ), et montrent un rapport d'activité d'environ 0.03 pour  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  et 0.4 pour  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ . La moyenne du rapport isotopique  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  de 0.03 - 0.04 indique une contamination provenant des essais d'armes atomiques effectués durant les années soixante et de la chute du satellite SNAP-9A. Cette origine est confirmée par le rapport  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  qui est de  $0.43 \pm 0.05$  en moyenne.

L'activité en  $^{239+240}\text{Pu}$  et  $^{241}\text{Am}$  des eaux de pluie, de rivière et de surface ne dépasse pas les valeurs des années précédentes ( $< 10 \text{ mBq/m}^3$ ). L'activité des filtres à air analysés en 2009 est très faible ( $< 3 \text{ nBq/m}^3$ ), sauf pour l' $^{241}\text{Am}$  dans les filtres à air du Weissfluhjoch, de manière similaire à ce qui a été observé depuis quelques années. Cette station montre en 2009 une activité en  $^{241}\text{Am}$  de  $615 \text{ nBq/m}^3$ . En 2009, deux échantillons d'air additionnels ont été collectés à Coire et à Davos, afin de vérifier l'absence de contamination en  $^{241}\text{Am}$  à plus

large échelle. Dans les deux sites, l' $^{241}\text{Am}$  est resté au dessous de la limite de détection. Ainsi la contamination en  $^{241}\text{Am}$  dans les filtres à air du Weissfluhjoch résulte, comme déjà montré en 2008, des travaux effectués dans la station de recherche au début des années 2000 avec l'incinération de matériaux de construction qui contenaient probablement des détecteurs d'incendie contenant de l' $^{241}\text{Am}$ .

En 2009, nous avons développé une procédure pour la détermination de l'isotope  $^{241}\text{Pu}$ . La procédure radiochimique a été validée avec plusieurs matériaux de référence, avec d'excellents résultats. Ensuite, la procédure a été utilisée pour l'analyse du  $^{241}\text{Pu}$  sur des sols du Val Piora prélevés en 2006. La moyenne du rapport d'activité  $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$  de 1.4 confirme que la contamination provient des essais d'armes atomiques effectués durant les années soixante, et que la contribution de l'accident de Tchernobyl est négligeable.

## Introduction

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

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

Le comportement du plutonium et de l'américium dans les systèmes naturels dépend de leur solubilité et des réactions de sorption, du couple pH-Eh, de l'hydrolyse et des réactions de complexation, notamment avec des ligands organiques présents dans les sols et les eaux (Tableau 2, [1]). Par conséquent, la mesure du plutonium et de l'américium au niveau de traces dans l'environnement est indispensable à la compréhension de ces mécanismes de mobilisation. Pour cela, des sols, des sédiments, de l'eau et des filtres à air ont été analysés.

En 2009, une procédure a été développée pour la détermination du  $^{241}\text{Pu}$ . Ce radionucléide est le plus gros contributeur à la radioactivité totale du plutonium dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques dans l'atmosphère, au fonctionnement d'installations nucléaires, ainsi qu'aux accidents. De plus, le  $^{241}\text{Pu}$  est la mère de  $^{241}\text{Am}$ . Par conséquent, l'établissement d'une procédure pour la détermination précise du  $^{241}\text{Pu}$  est d'un grand intérêt, en par-

ticulier pour une estimation précise de la dose de radiation à long terme de la population. De plus, la valeur du  $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$  est liée à l'origine de la contamination en plutonium. Par conséquent, la détermination de  $^{241}\text{Pu}$  est aussi un outil pour tracer les sources du plutonium dans l'environnement.

**Tableau 2:**

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

| Elément | Espèce aqueuse      | $\log(K) M(\text{OH})$ | $\log(K) \text{Mox}$ | Sorption aux colloïdes |
|---------|---------------------|------------------------|----------------------|------------------------|
| Pu      | $\text{Pu}^{3+}$    | 7                      | 6.5                  | +++                    |
|         | $\text{Pu}^{4+}$    | 13.3                   | 10.9                 | +++                    |
|         | $\text{PuO}_2^+$    | 4.3                    | 4.3                  | ++                     |
|         | $\text{PuO}_2^{2+}$ | 8.4                    | 7                    | ++                     |
| Am      | $\text{Am}^{3+}$    | 7.5                    | 6.5                  | +++                    |

## Méthode de séparation chimique

La méthode de séparation chimique utilisée en 2009 pour les analyses de plutonium et d'américium consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur des résines TEVA® et DGA® respectivement, après la digestion micro-onde des échantillons [2]. Les actinides sont ensuite électro-déposés sur des disques d'acier [3], et les sources sont mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La performance de la méthode en 2009 était excellente, avec des rendements élevés pour la séparation du plutonium (environ 80%) et de l'américium (environ 70%) dans les échantillons prélevés (sols, sédiments, filtres à air et l'eau).

**Tableau 1:**

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

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

En 2009, une procédure a été développée pour la détermination du  $^{241}\text{Pu}$ . La méthode consiste à extraire le plutonium électrodéposé sur le disque d'acier, et ensuite séparer et purifier la fraction du Pu sur une résine d'extraction TEVA [4]. Après la séparation sur la résine, la fraction du Pu est mélangée avec le cocktail de scintillation Ultima Gold AB. La source est ensuite mesurée par scintillation liquide de bas niveau avec un Wallac Quantulus 1220 (PerkinElmer Inc., Finlande), pendant environ 21'600 secondes. La procédure a été testée sur des échantillons de référence pour lesquels l'activité en  $^{241}\text{Pu}$  était connue (ex. IAEA-300, IAEA-368, IAEA-367 et IAEA-384). La performance de la méthode s'est avérée excellente, avec tous les résultats à moins de 15% d'écart par rapport à la valeur cible [4]. Ensuite, la procédure a été utilisée pour l'analyse du  $^{241}\text{Pu}$  sur des sols de Val Piora prélevés en 2006. Ce site a été sélectionné car des activités comparativement plus élevées y sont attendues par rapport aux sols de la plaine [5].

## Résultats

Les tableaux 3, 4 et 5 rapportent les principaux résultats obtenus en 2009. Sauf indication contraire, les incertitudes des mesures sont reportées pour un intervalle de confiance de 95% ( $k=2$ ).

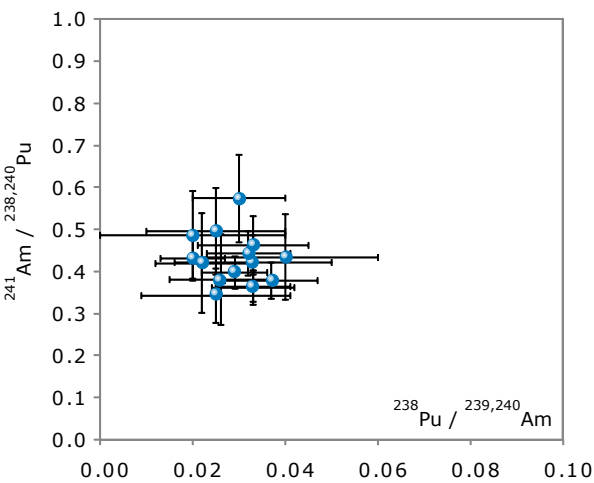
### Sols et sédiments

Le tableau 3 présente les résultats dans différents sols de Suisse ainsi que pour les sédiments en aval des centrales nucléaires. La couche analysée est 0 - 5 cm. Lors de la mesure des sols, en plaine, l'activité en plutonium se situe entre 0.08 et 0.16 Bq/kg de sol, ce qui correspond bien à la gamme des valeurs observées dans les prélèvements des années précédentes. Aux alentours des centrales nucléaires suisses l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne diffère guère du reste du territoire et ne dépasse pas 0.18 Bq/kg (plutonium) et 0.08 Bq/kg (américium). En montagne, l'activité en Pu peut s'élever au-dessus de 0.3 Bq/kg avec un maximum de 0.95 Bq/kg dans un sol d'Allmendhubel. Les valeurs élevées en Pu des sols de montagne s'expliquent principalement par l'altitude des sites. Nous avons récemment pu mettre en évidence ce phénomène d'augmentation des dépositions de radioactivité ( $^{90}\text{Sr}$ ) avec l'altitude à l'échelle de l'Europe occidentale [5].

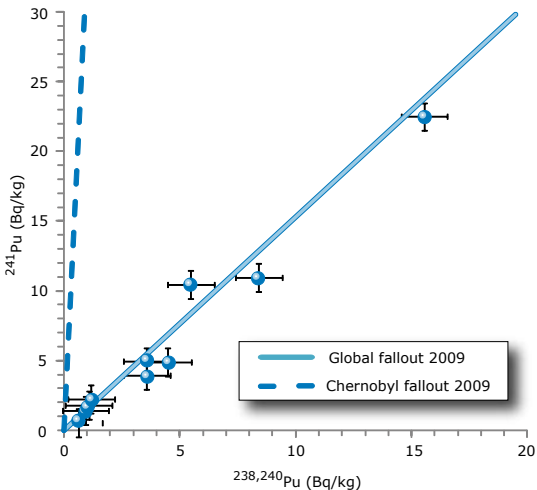
**Tableau 3:**

Plutonium et américium (Bq/kg de matière sèche) dans les sols (0-5 cm) en Suisse, ainsi que dans les sédiments aquatiques prélevés en 2009 en aval des centrales nucléaires suisses.

| Lieu                                  | $^{239,240}\text{Pu}$ | $^{241}\text{Am}$       | $^{238}\text{Pu} / ^{239,240}\text{Pu}$ | $^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$ |
|---------------------------------------|-----------------------|-------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------|
| <b>Sol plaine</b>                     |                       |                         |                                         |                                         |
| Grangeneuve                           | 0.16 ± 0.02           | 0.07 ± 0.01             | 0.03 ± 0.02                             | 0.42 ± 0.07                             |
| Arenenberg                            | 0.09 ± 0.01           | 0.04 ± 0.01             | 0.02 ± 0.02                             | 0.49 ± 0.11                             |
| <b>Sol centrales nucléaires + PSI</b> |                       |                         |                                         |                                         |
| Beznau                                | 0.12 ± 0.01           | 0.06 ± 0.01             | 0.03 ± 0.02                             | 0.50 ± 0.10                             |
| Gösgen                                | 0.17 ± 0.01           | 0.07 ± 0.02             | 0.02 ± 0.01                             | 0.42 ± 0.12                             |
| Leibstadt                             | 0.13 ± 0.01           | 0.05 ± 0.01             | 0.03 ± 0.02                             | 0.34 ± 0.07                             |
| Mühleberg                             | 0.12 ± 0.01           | 0.05 ± 0.01             | 0.04 ± 0.02                             | 0.44 ± 0.10                             |
| PSI-ZWILAG                            | 0.17 ± 0.03           | 0.06 ± 0.01             | 0.03 ± 0.01                             | 0.38 ± 0.11                             |
| PSI-OASE                              | 0.12 ± 0.01           | 0.07 ± 0.01             | 0.03 ± 0.01                             | 0.58 ± 0.10                             |
| <b>Sol sites d'altitude</b>           |                       |                         |                                         |                                         |
| Allmendhubel                          | 0.95 ± 0.06           | 0.38 ± 0.03             | 0.03 ± 0.01                             | 0.40 ± 0.04                             |
| Diesse                                | 0.36 ± 0.02           | 0.15 ± 0.02             | 0.03 ± 0.01                             | 0.44 ± 0.05                             |
| Fahrni                                | 0.37 ± 0.02           | 0.13 ± 0.01             | 0.03 ± 0.01                             | 0.36 ± 0.04                             |
| Gimmelwald                            | 0.35 ± 0.02           | 0.15 ± 0.01             | 0.02 ± 0.01                             | 0.43 ± 0.05                             |
| <b>Sédiments</b>                      |                       |                         |                                         |                                         |
| Hagneck                               | 0.10 ± 0.01           | 0.04 ± 0.01             | 0.04 ± 0.01                             | 0.38 ± 0.04                             |
| Klingnau                              | 0.16 ± 0.01           | 0.06 ± 0.01             | 0.03 ± 0.01                             | 0.37 ± 0.04                             |
| Pratteln                              | 0.05 ± 0.01           | 0.02 ± 0.01             | 0.03 ± 0.01                             | 0.46 ± 0.07                             |
|                                       |                       | <b>Moyenne Suisse :</b> | <b>0.03 ± 0.01</b>                      | <b>0.43 ± 0.05</b>                      |



**Figure 1:**  
Rapports isotopiques  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  en fonction du rapport  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  dans 12 échantillons de sol (0 - 5cm) et 3 échantillons de sédiment prélevés sur l'ensemble de la Suisse en 2009. Le rapport isotopique moyen  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  est de  $0.029 \pm 0.005$ , et celui de  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  est de  $0.43 \pm 0.05$ .



**Figure 2:**  
 $^{241}\text{Pu}$  en fonction de  $^{238+240}\text{Pu}$  dans les échantillons de sol de Val Piora prélevés en 2006. Les activités de  $^{241}\text{Pu}$  ont été ramenées à la date du 01.06.2009. Les rapports isotopiques représentatifs des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sont aussi montrés (corrigées pour 2009).

La figure 1 illustre les rapports en  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  et  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  dans les sols et les sédiments. Tous les échantillons sont regroupés autour d'une valeur (0.03, 0.4) représentative des rapports des retombées des essais nucléaires réalisés dans les années soixante et de la chute du satellite (source de  $^{238}\text{Pu}$ ) SNAP-9A. Les moyennes observées en 2009 sont de 0.029 pour le rapport  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  et de 0.43 pour le rapport  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ . Il faut aussi préciser que le rapport  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  représente un coefficient entre deux éléments de chimie différente, donc de comportement potentiellement différent dans

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

**Tableau 4:**  
Activité du  $^{241}\text{Pu}$  (Bq/kg de matière sèche) mesurée dans les sols de Val Piora. Les activités et les rapports isotopiques ont été calculés pour une date de référence fixée au 01.06.2009. La date de la contamination, obtenue par la méthode de datation  $^{241}\text{Am}/^{241}\text{Pu}$ , est rapportée dans la dernière colonne.

| Sols                  | $^{241}\text{Pu}$ | $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ | $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ | $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ | Date de la contamination |
|-----------------------|-------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| Val Piora 1, 3-9 cm   | $1.4 \pm 0.2$     | $1.5 \pm 0.2$                         | $0.022 \pm 0.004$                     | $0.40 \pm 0.04$                       | $1951 \pm 12$            |
| Val Piora 1, 9-15 cm  | $0.5 \pm 0.1$     | $0.8 \pm 0.1$                         | $0.015 \pm 0.006$                     | $0.42 \pm 0.05$                       | $1950 \pm 13$            |
| Val Piora 2, 0-5 cm   | $3.9 \pm 0.5$     | $1.1 \pm 0.2$                         | $0.037 \pm 0.006$                     | $0.43 \pm 0.03$                       | $1955 \pm 8$             |
| Val Piora 2, 5-10 cm  | $22.5 \pm 2.9$    | $1.4 \pm 0.2$                         | $0.026 \pm 0.002$                     | $0.44 \pm 0.02$                       | $1960 \pm 7$             |
| Val Piora 2, 10-16 cm | $11.0 \pm 1.5$    | $1.3 \pm 0.2$                         | $0.022 \pm 0.004$                     | $0.43 \pm 0.03$                       | $1958 \pm 7$             |
| Val Piora 8, 0-5 cm   | $4.9 \pm 0.7$     | $1.4 \pm 0.2$                         | $0.034 \pm 0.002$                     | $0.46 \pm 0.03$                       | $1958 \pm 7$             |
| Val Piora 8, 5-10 cm  | $4.9 \pm 0.7$     | $1.1 \pm 0.2$                         | $0.029 \pm 0.004$                     | $0.36 \pm 0.03$                       | $1958 \pm 7$             |
| Val Piora 3, 0-4 cm   | $10.5 \pm 1.4$    | $1.9 \pm 0.3$                         | $0.027 \pm 0.002$                     | -                                     | -                        |
| Val Piora 4, 0-5 cm   | $1.8 \pm 0.3$     | $1.6 \pm 0.3$                         | $0.032 \pm 0.006$                     | -                                     | -                        |
| Val Piora 4, 5-9 cm   | $2.3 \pm 0.3$     | $1.9 \pm 0.3$                         | $0.022 \pm 0.004$                     | -                                     | -                        |
| Moyenne               |                   | $1.4 \pm 0.4$                         | $0.027 \pm 0.008$                     | $0.43 \pm 0.05$                       | $1956 \pm 6$             |
| NWT                   |                   | 1.3 - 1.7                             |                                       |                                       | 1963 (maximum)           |
| Tchernobyl fallout    |                   | > 27                                  |                                       |                                       | 1986                     |

L'activité en  $^{241}\text{Pu}$  dans les échantillons de sol provenant du Val Piora se situe entre 0.5 et 22.5 Bq/kg de sol (tableau 4). Les rapports d'activité  $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  dans ces sols sont regroupés autour d'une valeur de 1.4, représentative des rapports des retombées des essais nucléaires (1.3 - 1.7) réalisés dans les années soixante, et corrigés pour la date de référence de 2009 (tableau 4, figure 2) [4]. La moyenne du rapport  $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  de 1.4 confirme aussi que la contribution en plutonium de l'accident de Tchernobyl (rapport typique > 27) ou des installations nucléaires est négligeable. Les rapports des activités  $^{241}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  ont été utilisés pour déterminer l'âge de la contamination par le plutonium, qui est aussi une donnée importante pour distinguer les sources qui en sont à l'origine. La date moyenne de la contamination en plutonium des sols de Val Piora est  $1956 \pm 6$ , ce qui correspond bien à la date du maximum des retombées des essais nucléaires. Cette date confirme donc également l'origine de la contamination [4].

### Eaux et filtres d'air

Pour l'analyse des eaux (Tableau 5), au moins 100 litres par échantillon ont été prélevés. Dans les eaux de surface, les actinides sont présents en suspension dans la partie sédimentaire ou associés aux colloïdes organiques. Leur présence dans les eaux de pluie est due à la re-suspension de particules de sol sur lesquelles les actinides sont adsorbés. L'activité en plutonium (< 10 mBq/m<sup>3</sup>) et en américium (< 1 mBq/m<sup>3</sup>) des eaux de pluie, de rivière et de surface (Tableau 5) sont faibles et sont comprises dans la gamme observée lors des années précédentes (< 5 mBq/m<sup>3</sup>).

L'activité en plutonium et en américium des filtres à air (Tableau 5) reflète en général le phénomène de re-suspension des particules de sol [6]. En Suisse, nous étudions annuellement quatre sites (Fribourg, Klingnau, Mühleberg et Weissfluhjoch) sur lesquels des prélèvements de filtres à air sont effectués de façon hebdomadaire. Ces filtres sont ensuite réunis pour former un échantillon annuel par site, pour l'analyse du plutonium et de l'américium. Le volume d'air ainsi prélevé est d'au moins 160'000 m<sup>3</sup>, ce qui permet une analyse à très bas niveau d'activité (nBq/m<sup>3</sup>).

Depuis le début de ces analyses (1994 pour le plutonium et 1998 pour l'américium), les activités mesurées en plutonium et en américium sont toujours inférieures à 20 nBq/m<sup>3</sup>, sauf pour l'américium sur le site du Weissfluhjoch. Sur ce site, on mesure des activités en américium supérieures à 100 nBq/m<sup>3</sup> depuis 2002, alors que les activités en plutonium sont restées inférieures à 10 nBq/m<sup>3</sup>. En août 2008, l'OFSP a montré que la contamination est le résultat de travaux effectués dans la station de recherche au début des années 2000, date à partir de laquelle nous avons commencé à observer de l' $^{241}\text{Am}$  sur les filtres à air. L'hypothèse la plus vraisemblable est l'incinération, lors des travaux, de dispositifs contenant de l' $^{241}\text{Am}$ , soit dans des détecteurs d'incendie (le plus probable), soit dans des dispositifs scientifiques présents dans la station de recherche du Weissfluhjoch. En 2009, deux échantillons d'air additionnel ont été collectés à Coire et Davos, afin de vérifier une contamination par l'américium. Pour les deux sites, l'américium est resté en dessous de la limite de détection, confirmant l'hypothèse d'une contamination locale.

**Tableau 5:**

Mesure de plutonium et d'américium dans les eaux (mBq/m<sup>3</sup>) et les filtres à air (nBq/m<sup>3</sup>) prélevés en 2009.

| Lieu                                     | Type                                        | $^{239,240}\text{Pu}$ | $^{241}\text{Am}$ | $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ |
|------------------------------------------|---------------------------------------------|-----------------------|-------------------|---------------------------------------|
| <b>Eau (mBq/m<sup>3</sup>)</b>           |                                             |                       |                   |                                       |
| Mühleberg                                | eau de pluie                                | $0.09 \pm 0.02$       | < DL              | < DL                                  |
| Pratteln                                 | rivière                                     | $1.70 \pm 0.40$       | < DL              | < DL                                  |
| Fribourg                                 | eau de pluie                                | $0.50 \pm 0.10$       | < DL              | < DL                                  |
| Rhône (Genève)                           | rivière                                     | $1.30 \pm 0.20$       | < DL              | < DL                                  |
| Val Piora                                | eau du lac, <0.45 µm, 100 L                 | $4.40 \pm 0.70$       | < DL              | < DL                                  |
| Val Piora                                | eau de surface, <0.45 µm, 100 L             | $9.00 \pm 0.70$       | < DL              | < DL                                  |
| <b>Filtres à air (nBq/m<sup>3</sup>)</b> |                                             |                       |                   |                                       |
| Klingnau                                 | $V_{\text{filtré}} = 1'700'144 \text{ m}^3$ | $0.70 \pm 0.11$       | $0.34 \pm 0.05$   | $0.49 \pm 0.08$                       |
| Weissfluhjoch                            | $V_{\text{filtré}} = 274'965 \text{ m}^3$   | $1.33 \pm 0.34$       | $615 \pm 33$      | $463 \pm 120$                         |
| Fribourg                                 | $V_{\text{filtré}} = 893'816 \text{ m}^3$   | $0.64 \pm 0.13$       | $0.32 \pm 0.05$   | $0.50 \pm 0.10$                       |
| Mühleberg                                | $V_{\text{filtré}} = 527'085 \text{ m}^3$   | $0.74 \pm 0.17$       | $0.43 \pm 0.08$   | $0.57 \pm 0.12$                       |
| Coire                                    | $V_{\text{filtré}} = 246'191 \text{ m}^3$   | $2.50 \pm 0.27$       | < DL              | < DL                                  |
| Davos                                    | $V_{\text{filtré}} = 167'047 \text{ m}^3$   | $2.29 \pm 0.31$       | $0.81 \pm 0.56$   | $0.36 \pm 0.26$                       |

## Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2009 n'ont, en général, pas relevé d'activité inattendue à l'exception du cas de l'américium des filtres à air du Weissfluhjoch. Dans les sites proches de Coire et Davos, deux échantillons d'air additionnels, prélevés en 2009, n'ont pas montré d'américium. Ces résultats ont permis de confirmer que la contamination en américium est uniquement locale, comme semblaient le montrer les études effectuées sur le site du Weissfluhjoch en 2008. Des mesures seront prises pour assainir le dispositif d'échantillonnage de l'air. Les mesures de plutonium et d'américium dans les échantillons de sol sur l'ensemble de la Suisse montrent que la déposition est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude du site de prélèvement. Cette relation entre le niveau d'activité et l'altitude ou encore le niveau de précipitation est maintenant un phénomène bien connu pour les dépositions de radioéléments suite aux essais des bombes atomiques en atmosphère.

Pour tous les autres échantillons l'analyse des rapports isotopiques  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  et  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  a montré que l'origine de la contamination provient

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

En 2009, nous avons introduit la détermination de l'isotope de plutonium  $^{241}\text{Pu}$ . Ce radionucléide a été déterminé sur des sols de montagne (Val Piora) prélevés en 2006. La moyenne du rapport d'activité  $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$  de 1.4 confirme que la contamination provient d'essais d'armes atomiques effectués durant les années soixante, et que la contribution de l'accident de Tchernobyl est négligeable. Les résultats obtenus montrent que le rapport isotopique  $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  est aussi un bon indicateur de l'origine de la contamination de plutonium. Ce radionucléide a été également utilisé avec sa fille de désintégration, l'américium, pour calculer l'âge de la contamination qui est aussi une donnée importante pour distinguer les sources de plutonium.

## Références

- [1] Pearson F.J.Jr., Berner U., Hummel W., Nagra Technical Report NTB 91-18 (1992).
- [2] Luisier F, Corcho Alvarado JA, Steinmann P, Krachler M, Froidevaux P. J. Radioanal. Nucl. Chem. 281, 3: 425-432 (2009).
- [3] Bajo S., Eikenberg J., J. Radioanal. Nucl. Chem. 242, 3, 745-751 (1999).
- [4] Corcho Alvarado J.A., Chawla F., Froidevaux P. Radiochimica Acta (soumis).
- [5] Pourcelot L., Steinmann P., Froidevaux, P., Chemosphere 66, 1571-1579 (2007).
- [6] Garcia-Olivares A., J. Environ. Radioact., 37, 101-114 (1997).

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

### 8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions



# Inhatverzeichnis / Sommaire

|                                                                                                            |            |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>8.1 Emissionen aus den Kernanlagen</b>                                                                  | <b>111</b> |
| <b>8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen</b>                                 | <b>120</b> |
| <b>8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)</b> | <b>121</b> |
| Zusammenfassung                                                                                            | 121        |
| Übersicht                                                                                                  | 121        |
| Systeminstandhaltung und -ergänzung                                                                        | 122        |
| Systemverfügbarkeit und Störungen                                                                          | 123        |
| Qualitätssicherung                                                                                         | 123        |
| Messergebnisse                                                                                             | 124        |
| <b>8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)</b>                                               | <b>126</b> |
| Zusammenfassung                                                                                            | 126        |
| Einleitung                                                                                                 | 126        |
| Radiochemische Trennmethode                                                                                | 127        |
| Resultate und Diskussion                                                                                   | 127        |
| <b>8.5 Les installations nucléaires et l'environnement</b>                                                 | <b>128</b> |
| Résumé                                                                                                     | 128        |
| Introduction                                                                                               | 128        |
| Résultats                                                                                                  | 129        |
| Conclusions                                                                                                | 133        |
| <b>8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)</b>                                                            | <b>134</b> |
| Résumé                                                                                                     | 134        |
| Programme de surveillance de l'OFSP                                                                        | 134        |
| Mesures de l'exposition ambiante                                                                           | 135        |
| Mesures dans le milieu atmosphérique                                                                       | 135        |
| Mesures dans le milieu terrestre                                                                           | 136        |
| Mesures dans le milieu aquatique                                                                           | 137        |
| Conclusions                                                                                                | 138        |
| <b>8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)</b>                                                  | <b>139</b> |
| Synthèse                                                                                                   | 139        |
| Objets de la surveillance                                                                                  | 140        |
| Contrôle des émissions                                                                                     | 140        |
| Contrôle des immissions                                                                                    | 141        |
| Conclusions                                                                                                | 143        |

## 8.1

# Emissionen aus den Kernanlagen

**F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin**

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in den Figuren 1a bis 1c für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Tabelle 1 zeigt die in den Kernkraftwerken und im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen gemäss ENSI-Richtlinie G14 errechneten Personendosen für Erwachsene und Kleinkinder in der Umgebung der betreffenden Anlage im Jahr 2009. Die ebenfalls berechneten Dosen für das 10-jährige Kind liegen zwischen Erwachsenem und Kleinkind. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 3a, mit der Abluft in den Tabellen 3b und 3c aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Die Behörden haben die Messverfahren der Kernanlagen mit über 150 Proben kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen überein und zeigen, dass die Abgabereglemente eingehalten werden.

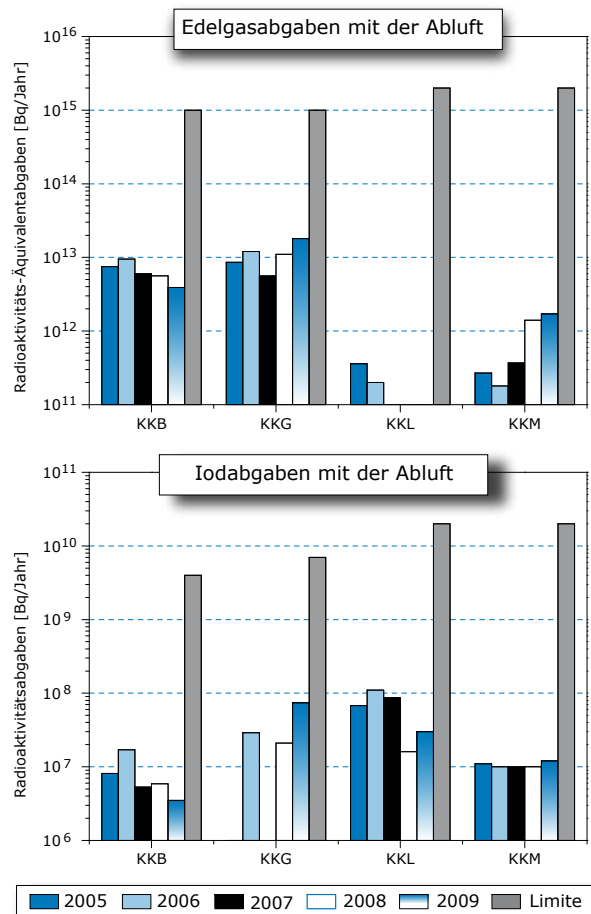
Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren (berechnet aus den entsprechenden Jahresabgaben) beim KKG und bei ZZL ungefähr 0.001 mSv, beim KKL und beim KKM ungefähr 0.005 mSv und beim KKB 0.006 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2009 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts.

Das ENSI berücksichtigt bei den Dosisberechnungen auch die formell nicht limitierten  $^{14}\text{C}$ -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Das radioaktive Kohlenstoffisotop  $^{14}\text{C}$  entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die  $^{14}\text{C}$ -Abgaben der Kernkraftwerke sind systembedingt begrenzt, weil die Abgaberate primär von der Reaktorleistung abhängig ist. Die Kernkraftwerke haben in den letzten Jahren die  $^{14}\text{C}$ -Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass diese mit den Erfahrungswerten aus der Messkampagne vor etwa zwanzig Jahren und den in der einschlägigen Literatur angegebenen  $^{14}\text{C}$ -Abgabewerten für ähnliche Anlagen korrespondieren. Das KKL führt seit längerer Zeit aus eigener Initiative  $^{14}\text{C}$ -Messungen durch. Mitte 1998 wurde die Apparatur des KKL zur Messung von  $^{14}\text{C}$  aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Ein-

zelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. Das KKG führt seit Ende 2001 Messungen der  $^{14}\text{C}$ -Abgaben mit der Abluft durch. Die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis der Jahre 2001 bis 2003 werden beim KKG im Nachhinein als um den Faktor 3 zu hoch eingeschätzt, dies aufgrund der Ergebnisse der neuen Kalibrierung der Messapparatur mit zwei unterschiedlichen Standards zu Beginn des Jahres 2004. Alle Schweizer Kernkraftwerke führten 2009 die  $^{14}\text{C}$ - und die  $^3\text{H}$ -Messungen auch nach Abschluss der geforderten einjährigen Messperiode auf freiwilliger Basis fort. Somit konnten auch 2009 zur Ermittlung des jeweiligen Dosisbeitrags von  $^{14}\text{C}$  die gemessenen Werte herangezogen werden. Im Vergleich zum Vorjahr sind die Dosiswerte bei KKB deutlich höher, was anhand der Messungen des KKB darauf zurückgeführt werden kann, dass sich bei den  $^{14}\text{C}$ -Abgaben eine Verschiebung von organischen zu dosisrelevanten anorganischen Kohlenstoffverbindungen ( $\text{CO}_2$ ) ergeben hat.

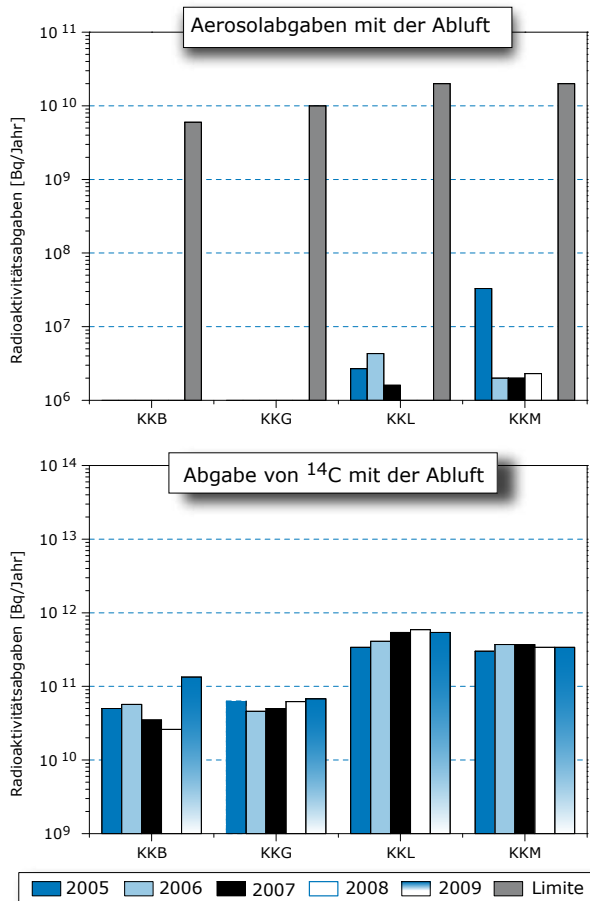
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.005 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern im West-Areal des Institutes. Die vom PSI und vom ENSI unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass selbst unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des für das PSI bewilligten Anteils von 0.15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert für den gemeinsamen Standort des PSI und des ZZL liegt. Für das ZZL beträgt der Anteil 0.05 mSv pro Jahr.

Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfälle und im Hochregallager der Konditionieranlage. In der Plasma-Anlage fanden wiederum eine Frühjahres- und eine Herbstverbrennungskampagne statt. Die für das Jahr 2009 bilanzierten Abgaben des ZZL sind in den Tabellen 1 und 3a bis 3c zusammengestellt. Die aufgrund der Abgaben unter ungünstigen Annahmen berechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Umgebungsbevölkerung lag bei 0.001 mSv.

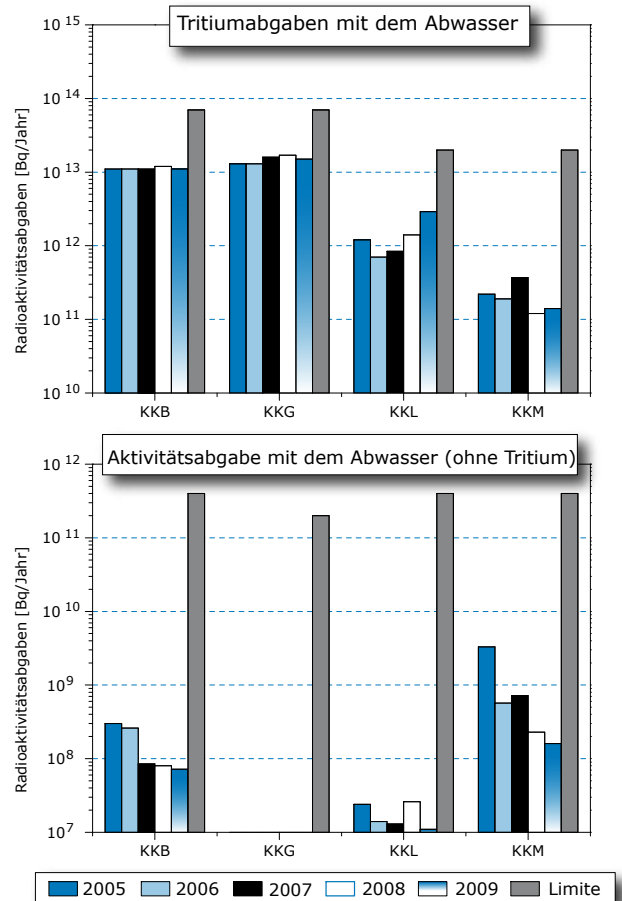


**Figur 1a:**

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2005 bis 2009) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Edelgasabgaben unterhalb von  $10^{11}$  Bq und Abgaben von Jod unterhalb von  $10^6$  Bq werden im Diagramm nicht dargestellt.



**Figur 1b:** Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2005 bis 2009) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben von Aerosolen unterhalb von  $10^6$  Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt. Für  $^{14}\text{C}$  besteht keine Abgabelimite.



**Figur 1c:** Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an das Abwasser in den letzten fünf Jahren (2005 bis 2009) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben mit dem Abwasser unterhalb von  $10^7$  Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt.

**Tabelle 1:**

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2009 für die Kernkraftwerke und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

| Ort         | Medium                            | Art der Abgaben <sup>4</sup>                    | Limiten <sup>1</sup> | Tatsächliche Abgaben <sup>2,4</sup> |                    |                       | Berechnete Jahresdosis <sup>3</sup> |          |         |
|-------------|-----------------------------------|-------------------------------------------------|----------------------|-------------------------------------|--------------------|-----------------------|-------------------------------------|----------|---------|
|             |                                   |                                                 | Bq pro Jahr          | Aequivalentabgaben                  |                    | gemessen <sup>5</sup> | mSv/Jahr                            |          |         |
|             |                                   |                                                 |                      | Bq pro Jahr                         | Prozent der Limite | Bq pro Jahr           | Erw.                                | 10j Kind | 1j Kind |
| KKB1 + KKB2 | Abwasser<br>4'110 m <sup>3</sup>  | Nuklidgemisch ohne Tritium                      | 4·10 <sup>11</sup>   | -                                   | <0.1%              | 5.3·10 <sup>8</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Tritium                                         | 7·10 <sup>13</sup>   | 1.1·10 <sup>13</sup>                | 16%                | 1.1·10 <sup>13</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             | Abluft                            | Edelgase                                        | 1·10 <sup>15</sup>   | 3.9·10 <sup>12</sup>                | 0.4%               | 4.0·10 <sup>12</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Aerosole                                        | 6·10 <sup>9</sup>    | -                                   | <0.1%              | 2.7·10 <sup>5</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Iod: <sup>131</sup> I                           | 4·10 <sup>9</sup>    | -                                   | <0.1%              | 3.5·10 <sup>6</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub> | -                    | -                                   | -                  | 1.3·10 <sup>11</sup>  | 0.0028                              | 0.0036   | 0.0062  |
|             | Dosis total                       |                                                 |                      |                                     |                    |                       | 0.0029                              | 0.0037   | 0.0063  |
| KKM         | Abwasser<br>3'705 m <sup>3</sup>  | Nuklidgemisch ohne Tritium                      | 4·10 <sup>11</sup>   | -                                   | <0.1%              | 1.3·10 <sup>9</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Tritium                                         | 2·10 <sup>13</sup>   | 1.4·10 <sup>11</sup>                | 0.7%               | 1.4·10 <sup>11</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             | Abluft                            | Edelgase                                        | 2·10 <sup>15</sup>   | -                                   | <0.1%              | 3.2·10 <sup>11</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Aerosole                                        | 2·10 <sup>10</sup>   | -                                   | <0.1%              | 9.0·10 <sup>5</sup>   | 0.0033                              | 0.0031   | 0.0029  |
|             |                                   | Iod: <sup>131</sup> I                           | 2·10 <sup>10</sup>   | -                                   | <0.1%              | 1.2·10 <sup>7</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub> | -                    | -                                   | -                  | 3.4·10 <sup>11</sup>  | <0.001                              | 0.0011   | 0.0019  |
|             | Dosis total                       |                                                 |                      |                                     |                    |                       | 0.0041                              | 0.0042   | 0.0048  |
| KKG         | Abwasser<br>7'428 m <sup>3</sup>  | Nuklidgemisch ohne Tritium                      | 2·10 <sup>11</sup>   | -                                   | <0.1%              | 7.0·10 <sup>6</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Tritium                                         | 7·10 <sup>13</sup>   | 1.5·10 <sup>13</sup>                | 21%                | 1.5·10 <sup>13</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             | Abluft                            | Edelgase                                        | 1·10 <sup>15</sup>   | <1.8·10 <sup>13</sup>               | <1.8%              | <1.6·10 <sup>13</sup> | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Aerosole                                        | 1·10 <sup>10</sup>   | -                                   | <0.1%              | 5.5·10 <sup>4</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Iod: <sup>131</sup> I                           | 7·10 <sup>9</sup>    | 7.4·10 <sup>7</sup>                 | 1.1%               | 7.4·10 <sup>7</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub> | -                    | -                                   | -                  | 6.8·10 <sup>10</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             | Dosis total                       |                                                 |                      |                                     |                    |                       | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
| KKL         | Abwasser<br>13'289 m <sup>3</sup> | Nuklidgemisch ohne Tritium                      | 4·10 <sup>11</sup>   | -                                   | <0.1%              | 6.4·10 <sup>7</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Tritium                                         | 2·10 <sup>13</sup>   | 2.9·10 <sup>12</sup>                | 15%                | 2.9·10 <sup>12</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             | Abluft                            | Edelgase                                        | 2·10 <sup>15</sup>   | -                                   | <0.1%              | 7.4·10 <sup>10</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Aerosole                                        | 2·10 <sup>10</sup>   | -                                   | <0.1%              | 1.9·10 <sup>5</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Iod: <sup>131</sup> I                           | 2·10 <sup>10</sup>   | 3.0·10 <sup>7</sup>                 | 0.2%               | 3.0·10 <sup>7</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub> | -                    | -                                   | -                  | 5.4·10 <sup>11</sup>  | 0.0020                              | 0.0027   | 0.0045  |
|             | Dosis total                       |                                                 |                      |                                     |                    |                       | 0.0021                              | 0.0027   | 0.0046  |
| ZZL         | Abwasser<br>622 m <sup>3</sup>    | Nuklidgemisch ohne Tritium                      | 2·10 <sup>11</sup>   | 4.3·10 <sup>9</sup>                 | 2.2%               | 3.5·10 <sup>9</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Tritium                                         | -                    | -                                   | -                  | 1.0·10 <sup>11</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             | Abluft                            | β-/γ-Aerosole                                   | 1·10 <sup>9</sup>    | 5.2·10 <sup>7</sup>                 | 5.2%               | 5.2·10 <sup>7</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | α-Aerosole                                      | 3·10 <sup>7</sup>    | -                                   | <0.1%              | 1.7·10 <sup>4</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Kohlenstoff: <sup>14</sup> C in CO <sub>2</sub> | 1·10 <sup>12</sup>   | -                                   | <0.1%              | 1.4·10 <sup>8</sup>   | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             |                                   | Tritium                                         | 1·10 <sup>14</sup>   | 2.1·10 <sup>11</sup>                | 0.2%               | 2.1·10 <sup>11</sup>  | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |
|             | Dosis total                       |                                                 |                      |                                     |                    |                       | <0.001                              | <0.001   | <0.001  |

**Tabelle 2:**

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2009 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

|                                                              | PSI Ost             |                  |                  |                                      |                      |
|--------------------------------------------------------------|---------------------|------------------|------------------|--------------------------------------|----------------------|
|                                                              | Hochka-min          | Saphir, Proteus  | Forschungs-labor | Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle | Bundeszwi-schenlager |
| <b>Abgaben im Abwasser<sup>2,4</sup> [Bq/a]</b>              |                     |                  |                  |                                      |                      |
| Nuklidgemisch ohne Tritium                                   | -                   | -                | -                | -                                    | -                    |
| Tritium                                                      | -                   | -                | -                | -                                    | -                    |
| <b>Abgaben über die Abluft<sup>2,4</sup> [Bq/a]</b>          |                     |                  |                  |                                      |                      |
| Edelgase und andere Gase                                     | -                   | -                | -                | -                                    | -                    |
| $\beta/\gamma$ -Aerosole <sup>4</sup> , ohne Iod             | $4.2 \cdot 10^7$    | -                | -                | -                                    | $3.2 \cdot 10^5$     |
| $\alpha$ -Aerosole                                           | -                   | -                | -                | -                                    | -                    |
| Iod (Summe aller Isotope)                                    | $4.6 \cdot 10^7$    | -                | -                | -                                    | -                    |
| Tritium als HTO                                              | $1.0 \cdot 10^{11}$ | $9.1 \cdot 10^8$ | -                | $2.6 \cdot 10^{10}$                  | $1.3 \cdot 10^{10}$  |
| Kohlenstoff: $^{14}\text{C}$ in $\text{CO}_2$                | -                   | -                | -                | -                                    | -                    |
| <b>Jahresdosis<sup>3</sup> [mSv/Jahr] für:</b>               |                     |                  |                  |                                      |                      |
| Erwachsene                                                   | <0.00015            | <0.00015         | <0.00015         | <0.00015                             | <0.00015             |
| Kind 10j                                                     | <0.00015            | <0.00015         | <0.00015         | <0.00015                             | <0.00015             |
| Kleinkinder                                                  | <0.00015            | <0.00015         | <0.00015         | <0.00015                             | <0.00015             |
| <b>Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert<sup>1</sup></b> | <0.1%               | <0.1%            | <0.1%            | <0.1%                                | <0.1%                |

|                                                              | PSI West                  |                     |                  | Gesamtanlage des PSI <sup>2,4</sup> |                     |                       |
|--------------------------------------------------------------|---------------------------|---------------------|------------------|-------------------------------------|---------------------|-----------------------|
|                                                              | Zentrale Fortluft-anlagen | Injektor II         | C-Labor          | Abgaben Bq / Jahr                   |                     |                       |
|                                                              |                           |                     |                  | Abwasser 1408 m <sup>3</sup>        | Abluft              | Aequiva-lent-abga-ben |
| <b>Abgaben im Abwasser<sup>2,4</sup> [Bq/a]</b>              |                           |                     |                  |                                     |                     |                       |
| Nuklidgemisch ohne Tritium                                   | -                         | -                   | -                | $1.7 \cdot 10^8$                    | -                   | $2.9 \cdot 10^6$      |
| Tritium                                                      | -                         | -                   | -                | $2.4 \cdot 10^{11}$                 | -                   | -                     |
| <b>Abgaben über die Abluft<sup>2,4</sup> [Bq/a]</b>          |                           |                     |                  |                                     |                     |                       |
| Edelgase und andere Gase                                     | $1.1 \cdot 10^{14}$       | $7.6 \cdot 10^{10}$ | -                | -                                   | $1.1 \cdot 10^{14}$ | $2.4 \cdot 10^{14}$   |
| $\beta/\gamma$ -Aerosole <sup>4</sup> , ohne Iod             | $1.0 \cdot 10^{10}$       | $3.6 \cdot 10^6$    | $3.2 \cdot 10^4$ | -                                   | $1.0 \cdot 10^{10}$ | -                     |
| $\alpha$ -Aerosole                                           | -                         | -                   | -                | -                                   | -                   | -                     |
| Iod (Summe aller Isotope)                                    | $2.2 \cdot 10^7$          | -                   | -                | -                                   | $6.8 \cdot 10^7$    | $4.7 \cdot 10^7$      |
| Tritium als HTO                                              | $1.4 \cdot 10^{12}$       | -                   | -                | -                                   | $1.5 \cdot 10^{12}$ | -                     |
| Kohlenstoff: $^{14}\text{C}$ in $\text{CO}_2$                | -                         | -                   | -                | -                                   | -                   | -                     |
| <b>Jahresdosis<sup>3</sup> [mSv/Jahr] für:</b>               |                           |                     |                  |                                     |                     |                       |
| Erwachsene                                                   | 0.0036                    | <0.00015            | <0.00015         | <0.00015                            | <0.0040             |                       |
| Kind 10j                                                     | 0.0036                    | <0.00015            | <0.00015         | <0.00015                            | <0.0040             |                       |
| Kleinkinder                                                  | 0.0036                    | <0.00015            | <0.00015         | <0.00015                            | <0.0040             |                       |
| <b>Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert<sup>1</sup></b> | 2.4 %                     | <0.1%               | <0.1%            | <0.1%                               | <2.5%               |                       |

**Tabelle 3a:**

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2009:

Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben<sup>2</sup> - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

| Nuklid                               | Abgaben [Bq/Jahr]   |                     |                     |                     |                     |                     |
|--------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| $\beta/\gamma$ -Strahler             | KKB                 | KKG                 | KKL                 | KKM                 | PSI                 | ZZL                 |
| <sup>3</sup> H                       | $1.1 \cdot 10^{13}$ | $1.5 \cdot 10^{13}$ | $2.9 \cdot 10^{12}$ | $1.4 \cdot 10^{11}$ | $2.5 \cdot 10^{11}$ | $1.0 \cdot 10^{11}$ |
| <sup>7</sup> Be                      |                     |                     |                     |                     | $1.5 \cdot 10^8$    |                     |
| <sup>22</sup> Na                     |                     |                     |                     |                     | $4.9 \cdot 10^4$    | $1.4 \cdot 10^6$    |
| <sup>24</sup> Na                     | $1.0 \cdot 10^7$    |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>35</sup> S                      |                     |                     |                     |                     | $4.1 \cdot 10^6$    |                     |
| <sup>46</sup> Sc                     |                     |                     |                     |                     | $8.0 \cdot 10^4$    |                     |
| <sup>51</sup> Cr                     |                     |                     |                     | $1.3 \cdot 10^8$    |                     |                     |
| <sup>52</sup> Mn                     |                     |                     |                     |                     | $2.3 \cdot 10^4$    |                     |
| <sup>54</sup> Mn                     | $2.2 \cdot 10^6$    |                     | $5.7 \cdot 10^6$    | $2.7 \cdot 10^8$    | $4.9 \cdot 10^6$    | $1.1 \cdot 10^5$    |
| <sup>56</sup> Mn                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>59</sup> Fe                     |                     |                     |                     | $1.1 \cdot 10^7$    |                     |                     |
| <sup>56</sup> Co                     |                     |                     |                     |                     | $1.2 \cdot 10^5$    |                     |
| <sup>57</sup> Co                     | $1.3 \cdot 10^5$    |                     |                     |                     | $2.6 \cdot 10^5$    |                     |
| <sup>58</sup> Co                     | $1.4 \cdot 10^8$    |                     | $5.6 \cdot 10^6$    | $1.1 \cdot 10^8$    | $2.4 \cdot 10^5$    |                     |
| <sup>60</sup> Co                     | $4.3 \cdot 10^7$    | $1.3 \cdot 10^6$    | $5.0 \cdot 10^7$    | $7.1 \cdot 10^8$    | $4.9 \cdot 10^5$    | $1.2 \cdot 10^7$    |
| <sup>65</sup> Zn                     |                     |                     | $2.1 \cdot 10^6$    | $3.4 \cdot 10^7$    |                     |                     |
| <sup>85</sup> Sr                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>89</sup> Sr                     | $9.2 \cdot 10^6$    | $7.8 \cdot 10^5$    |                     | $6.1 \cdot 10^5$    |                     |                     |
| <sup>90</sup> Sr/ <sup>90</sup> Y    | $1.2 \cdot 10^6$    |                     |                     | $7.1 \cdot 10^5$    | $1.5 \cdot 10^6$    |                     |
| <sup>95</sup> Zr                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>97</sup> Zr                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>95</sup> Nb                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>99</sup> Mo                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>99m</sup> Tc                    | $3.5 \cdot 10^5$    |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>103</sup> Ru                    |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>106</sup> Ru/Rh                 |                     |                     |                     |                     |                     | $4.2 \cdot 10^6$    |
| <sup>110m</sup> Ag                   | $2.2 \cdot 10^6$    |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>122</sup> Sb                    | $3.1 \cdot 10^6$    |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>124</sup> Sb                    | $8.5 \cdot 10^7$    |                     |                     | $1.3 \cdot 10^6$    | $3.1 \cdot 10^5$    | $4.5 \cdot 10^5$    |
| <sup>125</sup> Sb                    | $1.5 \cdot 10^7$    |                     |                     |                     |                     | $1.1 \cdot 10^7$    |
| <sup>123m</sup> Te                   | $1.1 \cdot 10^7$    | $1.4 \cdot 10^6$    |                     |                     |                     |                     |
| <sup>132</sup> Te                    | $2.5 \cdot 10^6$    |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>125</sup> I                     |                     |                     |                     |                     | $5.0 \cdot 10^5$    |                     |
| <sup>126</sup> I                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>131</sup> I                     | $2.8 \cdot 10^7$    | $3.5 \cdot 10^6$    |                     |                     | $1.5 \cdot 10^6$    |                     |
| <sup>133</sup> I                     | $1.5 \cdot 10^7$    |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>134</sup> Cs                    | $2.9 \cdot 10^6$    |                     |                     |                     | $1.9 \cdot 10^5$    | $3.9 \cdot 10^7$    |
| <sup>136</sup> Cs                    |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>137</sup> Cs                    | $1.6 \cdot 10^8$    |                     | $6.6 \cdot 10^5$    | $3.1 \cdot 10^7$    | $3.0 \cdot 10^6$    | $3.4 \cdot 10^9$    |
| <sup>133</sup> Ba                    |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>140</sup> Ba                    |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>140</sup> La                    |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>141</sup> Ce                    |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>144</sup> Ce                    |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <sup>177</sup> Lu                    |                     |                     |                     |                     | $2.4 \cdot 10^6$    |                     |
| $\alpha$ -Strahler                   | *)                  | $< 1.3 \cdot 10^5$  | $2.7 \cdot 10^5$    | $6.0 \cdot 10^4$    |                     | *)                  |
| <sup>234/238</sup> U                 |                     |                     |                     |                     | $1.0 \cdot 10^5$    |                     |
| <sup>239/240</sup> Pu                | $1.5 \cdot 10^4$    |                     |                     |                     | $2.2 \cdot 10^4$    | $6.5 \cdot 10^3$    |
| <sup>238</sup> Pu/ <sup>241</sup> Am | $5.8 \cdot 10^3$    |                     |                     |                     | $1.4 \cdot 10^4$    | $1.6 \cdot 10^3$    |
| <sup>242</sup> Cm                    | $8.6 \cdot 10^3$    |                     |                     |                     |                     | $5.4 \cdot 10^2$    |
| <sup>243/244</sup> Cm                | $4.0 \cdot 10^3$    |                     |                     |                     |                     | $8.6 \cdot 10^2$    |

\*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2008 bis und mit dem 3. Quartal 2009

**Tabelle 3b:**

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Gase, Edelgase und Iod 2009:

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

| Nuklid                            | Abgaben [Bq im Jahr] |                      |                     |                     |                     |                     |
|-----------------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| $\beta/\gamma$ -Strahler          | KKB                  | KKG                  | KKL                 | KKM                 | PSI                 | ZZL                 |
| <b>Gase, Edelgase</b>             |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| Tritium                           |                      | $5.0 \cdot 10^{11}$  | $2.6 \cdot 10^{12}$ | $8.4 \cdot 10^9$    | $1.5 \cdot 10^{12}$ | $2.1 \cdot 10^{11}$ |
| $^{11}\text{C}$                   |                      |                      |                     |                     | $1.7 \cdot 10^{13}$ |                     |
| $^{14}\text{C}$ ( $\text{CO}_2$ ) | $1.3 \cdot 10^{11}$  | $6.8 \cdot 10^{10}$  | $5.4 \cdot 10^{11}$ | $3.4 \cdot 10^{11}$ |                     | $1.4 \cdot 10^8$    |
| $^{13}\text{N}$                   |                      |                      |                     |                     | $1.7 \cdot 10^{13}$ |                     |
| $^{15}\text{O}$                   |                      |                      |                     |                     | $7.0 \cdot 10^{13}$ |                     |
| $^{18}\text{F}$                   |                      |                      |                     |                     | $5.4 \cdot 10^{11}$ |                     |
| $^{24}\text{Ne}$                  |                      |                      |                     |                     | $6.0 \cdot 10^{11}$ |                     |
| $^{41}\text{Ar}$                  |                      |                      |                     | $1.0 \cdot 10^{10}$ | $3.4 \cdot 10^{12}$ |                     |
| $^{79}\text{Kr}$                  |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{85}\text{Kr}$                  |                      |                      |                     |                     | $1.0 \cdot 10^{11}$ |                     |
| $^{85\text{m}}\text{Kr}$          | $1.5 \cdot 10^{11}$  |                      |                     | $1.1 \cdot 10^{11}$ |                     |                     |
| $^{87}\text{Kr}$                  |                      |                      |                     | $1.9 \cdot 10^9$    |                     |                     |
| $^{88}\text{Kr}$                  |                      |                      |                     | $1.3 \cdot 10^{11}$ |                     |                     |
| $^{122}\text{Xe}$                 |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{125}\text{Xe}$                 |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{127}\text{Xe}$                 |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{129\text{m}}\text{Xe}$         |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{131\text{m}}\text{Xe}$         |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{133}\text{Xe}$                 | $1.8 \cdot 10^{12}$  |                      | $2.1 \cdot 10^{10}$ | $6.8 \cdot 10^9$    |                     |                     |
| $^{133\text{m}}\text{Xe}$         |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{135}\text{Xe}$                 | $1.8 \cdot 10^{12}$  |                      | $3.9 \cdot 10^{10}$ | $1.8 \cdot 10^9$    |                     |                     |
| $^{135\text{m}}\text{Xe}$         |                      |                      | $1.4 \cdot 10^{10}$ |                     |                     |                     |
| $^{137}\text{Xe}$                 |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{138}\text{Xe}$                 |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| EG-Aequiv. <sup>4)</sup>          |                      |                      |                     | $2.0 \cdot 10^{10}$ |                     |                     |
| EG: $\beta$ -total                |                      | $<1.6 \cdot 10^{13}$ |                     |                     |                     |                     |
| Andere                            | $2.0 \cdot 10^{12}$  |                      |                     |                     |                     |                     |
| <b>Iod</b>                        |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{123}\text{I}$                  |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{124}\text{I}$                  |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{125}\text{I}$                  |                      |                      |                     |                     | $6.6 \cdot 10^7$    |                     |
| $^{126}\text{I}$                  |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{129}\text{I}$                  |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| $^{131}\text{I}$                  | $3.5 \cdot 10^6$     | $7.4 \cdot 10^7$     | $3.0 \cdot 10^7$    | $1.2 \cdot 10^7$    | $2.2 \cdot 10^6$    |                     |
| $^{133}\text{I}$                  | $1.9 \cdot 10^7$     |                      |                     |                     |                     |                     |

**Tabelle 3c:**

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Aerosole 2009:

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

| Nuklid                     | Abgaben [Bq im Jahr] |                  |                  |                  |                  |                  |
|----------------------------|----------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| $\beta/\gamma$ -Strahler   | KKB                  | KKG              | KKL              | KKM              | PSI              | ZZL              |
| <sup>7</sup> Be            |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>22</sup> Na           |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>24</sup> Na           |                      |                  |                  |                  | $1.5 \cdot 10^5$ |                  |
| <sup>38</sup> S            |                      |                  |                  |                  | $1.1 \cdot 10^9$ |                  |
| <sup>38</sup> Cl           |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>39</sup> Cl           |                      |                  |                  |                  | $6.8 \cdot 10^9$ |                  |
| <sup>51</sup> Cr           |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>54</sup> Mn           |                      |                  |                  | $4.2 \cdot 10^4$ |                  | $9.9 \cdot 10^1$ |
| <sup>58</sup> Co           |                      |                  | $2.7 \cdot 10^4$ | $2.2 \cdot 10^4$ |                  |                  |
| <sup>60</sup> Co           |                      | $5.5 \cdot 10^4$ | $1.4 \cdot 10^5$ | $7.3 \cdot 10^5$ | $9.6 \cdot 10^5$ | $1.1 \cdot 10^3$ |
| <sup>65</sup> Zn           |                      |                  |                  | $1.1 \cdot 10^4$ |                  |                  |
| <sup>75</sup> Se           |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>77</sup> Br           |                      |                  |                  |                  | $3.9 \cdot 10^6$ |                  |
| <sup>82</sup> Br           |                      |                  |                  |                  | $6.3 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>90</sup> Sr           |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>95</sup> Zr           |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>95</sup> Nb           |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>99m</sup> Tc          |                      |                  |                  |                  | $4.0 \cdot 10^7$ |                  |
| <sup>103</sup> Ru          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>110m</sup> Ag         |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>123m</sup> Te         |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>125</sup> Sb          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>131</sup> I (Aerosol) |                      |                  | $2.2 \cdot 10^4$ |                  |                  |                  |
| <sup>134</sup> Cs          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>137</sup> Cs          |                      |                  |                  | $4.2 \cdot 10^4$ |                  | $8.5 \cdot 10^3$ |
| <sup>140</sup> Ba          |                      |                  |                  | $4.8 \cdot 10^4$ |                  |                  |
| <sup>141</sup> Ce          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>144</sup> Ce          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>181</sup> Re          |                      |                  |                  |                  | $3.2 \cdot 10^7$ |                  |
| <sup>182</sup> Re          |                      |                  |                  |                  | $1.1 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>182m</sup> Re         |                      |                  |                  |                  | $4.0 \cdot 10^5$ |                  |
| <sup>183</sup> Re          |                      |                  |                  |                  | $5.2 \cdot 10^5$ |                  |
| <sup>182</sup> Os          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>183</sup> Os          |                      |                  |                  |                  | $1.3 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>183m</sup> Os         |                      |                  |                  |                  | $2.3 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>185</sup> Os          |                      |                  |                  |                  | $9.1 \cdot 10^6$ |                  |
| <sup>191</sup> Os          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>191</sup> Pt          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>192</sup> Au          |                      |                  |                  |                  | $1.6 \cdot 10^9$ |                  |
| <sup>193</sup> Au          |                      |                  |                  |                  | $2.0 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>194</sup> Au          |                      |                  |                  |                  | $1.9 \cdot 10^5$ |                  |
| <sup>195</sup> Au          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>192</sup> Hg          |                      |                  |                  |                  | $7.4 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>193</sup> Hg          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>193m</sup> Hg         |                      |                  |                  |                  | $2.6 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>194</sup> Hg          |                      |                  |                  |                  | $1.9 \cdot 10^5$ | $5.2 \cdot 10^7$ |
| <sup>195</sup> Hg          |                      |                  |                  |                  | $5.8 \cdot 10^9$ |                  |
| <sup>195m</sup> Hg         |                      |                  |                  |                  | $9.8 \cdot 10^7$ |                  |
| <sup>197</sup> Hg          |                      |                  |                  |                  |                  |                  |
| <sup>197m</sup> Hg         |                      |                  |                  |                  | $1.2 \cdot 10^8$ |                  |
| <sup>203</sup> Hg          |                      |                  |                  |                  | $6.8 \cdot 10^6$ |                  |
| Nicht spezifizierte        | $2.7 \cdot 10^5$     |                  |                  |                  |                  |                  |
| $\alpha$ -Aerosole         | $5.1 \cdot 10^3$     | $5.3 \cdot 10^4$ | $4.2 \cdot 10^4$ | $1.1 \cdot 10^5$ |                  | $1.7 \cdot 10^4$ |

## Fussnoten zu den Tabellen 1 bis 3

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

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

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

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

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

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

Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine  $\beta$ -total-Messung durchgeführt; für die Äquivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% <sup>133</sup>Xe, 10% <sup>135</sup>Xe und 10% <sup>88</sup>Kr angenommen.

**Gas:** Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide <sup>11</sup>C, <sup>13</sup>N, <sup>15</sup>O und <sup>41</sup>Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die einzelnen Abgabestellen und das gesamte PSI die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Für die Gesamtanlage wird zusätzlich auch die auf den Referenz-CA-Wert von  $2 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> normierten Abgabe aufgeführt.

**Aerosole:** Hier ist in jedem Fall die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar. Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist dem gegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

**Iod:** Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von <sup>131</sup>I limitiert; somit ist bei den tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtabgabe wird zudem auch ein <sup>131</sup>Iod-Äquivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von <sup>131</sup>I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen. Für die Berechnung der Jahresdosis werden sowohl für die KKW wie für das PSI immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von <sup>133</sup>I berücksichtigt.

**Kohlenstoff <sup>14</sup>C:** In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des <sup>14</sup>C, der für die Dosis relevante ist, angegeben. Die für <sup>14</sup>C angegebenen Werte basieren bei allen Werken auf aktuellen Messungen.

[5] Siehe Tabellen 3a - c.

## 8.2

Ortsdosis und Ortsdosisleistung  
in der Umgebung der Kernanlagen**F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin**

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Die Ortsdosis, respektive die Ortsdosisleistung durch externe Strahlung werden in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI mit dem MADUK-Messnetz (siehe Kapitel 8.3), und mit Thermolumineszenzdosimetern (TLD) in der Umgebung sowie am Arealzaun überwacht. Zusätzlich dazu führt das ENSI vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch.

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

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise, vierteljährlich vom ENSI durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen etwa  $0.08 \mu\text{Sv/h}$  (natürlicher Untergrund) und  $0.29 \mu\text{Sv/h}$  ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf diesen Momentanwerten am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca.  $1.8 \text{ mSv}$  (ohne natürlichem Untergrund) resultieren. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergeben für das Berichtsjahr nach Subtraktion des natürlichen Untergrundes von ca.  $0.7 \text{ mSv}$  eine Dosiserhöhung von  $0.7 \text{ mSv}$ .

Am Zaun des KKL wurden bei vierteljährlichen Stichproben des ENSI während des Leistungsbetriebes Ortsdosisleistungen zwischen  $0.06 \mu\text{Sv/h}$  (natürlicher Untergrund) und  $0.18 \mu\text{Sv/h}$  ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca.  $1 \text{ mSv}$  pro Jahr. Die höchste, mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von  $0.6 \text{ mSv}$ ) beträgt  $0.8 \text{ mSv}$ .

Im Jahr 2009 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des Paul Scherrer Instituts (PSI) ermittelte Wert ca.  $0.2 \text{ mSv}$  (ohne natürlichem Untergrund von ca.  $0.6 \text{ mSv}$ ). Der zugehörige Messpunkt liegt bei der Aktivlagerhalle am PSI-Ost. Auf Grund der stichprobenweise vom ENSI gemessenen Ortsdosisleistung am Zaun des PSI-Ost ergibt sich hochgerechnet auf ein Jahr eine Ortsdosis von  $0.7 \text{ mSv}$  ohne natürlichen Untergrund.

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

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

## 8.3

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

**F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin**

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

## Zusammenfassung

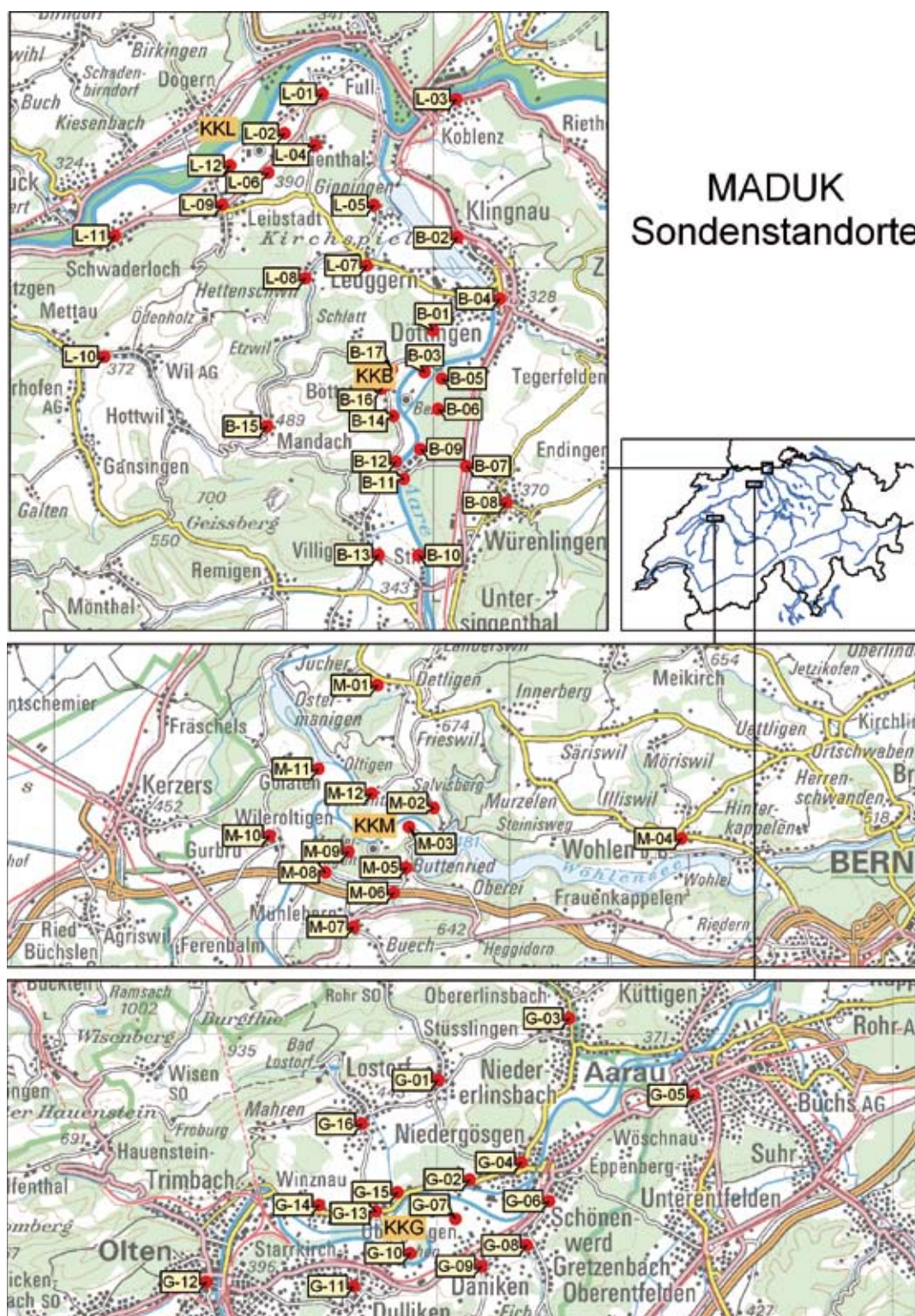
Das MADUK-System (**M**essnetz zur **a**utomatischen **D**osisleistungsüberwachung in der **U**mgebung der **K**ernkraftwerke) inklusive der Einrichtungen zur Übernahme von Anlageparametern (ANPA) und Kaminemissionswerten aus den Kernkraftwerken wurde im Laufe des Jahres 1993 aufgebaut und ab Frühling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

Die Messwerte im Jahr 2009 lagen im üblichen Rahmen wie in früheren Jahren. Alle registrierten Erhöhungen waren auf Washout-Effekte natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Es wurden keine Dosisleistungserhöhungen festgestellt, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückgeführt werden konnten.

## Übersicht

Das MADUK-Netz zur Messung der Dosisleistungen besteht aus insgesamt 57 Immissionsmessstationen in der Umgebung der vier Kernkraftwerke (Figur 1). Die Messsonden des MADUK-Systems komplettieren und ergänzen das gesamtschweizerische Messnetz zur Radioaktivitätsüberwachung NADAM, das weitere 60 Messstationen – verteilt über die ganze Schweiz – zählt. Die Geiger-Müller-Zählrohre in den Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohre) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). Von den Kernkraftwerken werden Kaminemissionswerte und wichtige Anlagenparameter der Primär- und Sekundäranlage übernommen und in die MADUK-Zentrale geleitet. Die MADUK-Zentrale des ENSI verarbeitet und archiviert die Daten, sorgt im Bedarfsfall für eine sofortige Alarmierung der ENSI-Notfallorganisation und sichert die Immissionsdaten langfristig. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit den externen Partnern: Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg sowie MeteoSchweiz in Zürich. Die Subsysteme beliefern auch die Systeme ADAM und ADPIC im ENSI.

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



**Figur 1:**  
Übersicht über die Sondenstandorte des Messnetzes MADUK.

## Systeminstandhaltung und -ergänzung

Im Jahr 2009 wurden im Zuge der Operationalisierung des Projektes CN-MET die Meteotürme an den KKW-Standorten ausser Betrieb genommen. Dies bedingte Anpassungen an den Datenflüssen und am Zentralsystem von MADUK. Das in MADUK enthaltene Ausbreitungsmodul wurde durch die Normberechnungen von ADPIC ersetzt.

Der im Einsatz stehende Web-Server wurde 2009 abgelöst. Da die früher eingesetzte Software nicht auf den neueren Versionen der Microsoft-Betriebssysteme lauffähig war, musste die Web-Applikation erneuert werden. Dabei wurde auch eine Erweiterung der Anzeige für 10-Minutenwerte realisiert.

## Systemverfügbarkeit und Störungen

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

Aufgrund von Umbauarbeiten an den Stationsstandorten von L-03 und L-10 kam es zu längeren Betriebsunterbrüchen und permanentem Datenverlust von 142 (L-10) und 23 Stunden (L-03).

In der Kommunikation zu den Messstationen kam es zu verschiedenen Störungen mit unterschiedlicher Ursache. So führten defekte DSL-Router bei M-09 zu 41 und bei L-08 zu 8 Stunden Unterbruch in der Datenübertragung. Andere Ursachen wie blockierte DSL-Router, Leitungsunterbrüche etc. führten bei M-11 zu 25, bei M-10 zu 2 und bei L-10 zu 8 Stunden Ausfall. Nach 2008 machten sich auch 2009 bei der Station L-05 immer wieder Probleme in der Kommunikation bemerkbar. Mehrfache Interventionen beim Telekommunikationsanbieter lösten das Problem vorerst nicht. Mehrfaches Ausmassen der Leitungen und auch die Überprüfung der Leitungen konnten das Problem nicht weiter eingrenzen. Seit Ende September läuft die Verbindung wieder stabil, längere Unterbrüche wurden keine mehr festgestellt. Ende September führte zudem eine regionale Grossstörung zu einem Komplettausfall der Telekommunikationsdienste während rund 5 Stunden. Trotz Anbindung der Telekommunikation über zwei Amtszentralen konnte der Totalausfall nicht verhindert werden. Entsprechende Korrekturen sind nach dem Umzug nach Brugg angedacht.

Im ersten vollen Betriebsjahr mit den 2008 neu eingeführten Messwertsendern wurden nur wenige längere Störungen registriert. Diese waren ausschliesslich auf blockierte Prozesse auf dem Messwertsender zurückzuführen. Je nach Zeitpunkt der Störung konnte diese innert weniger Stunden oder Tagen behoben werden. Insbesondere eine Störung am Wochenende führte bei M-03 zu einem Unterbruch von rund 40 Stunden. Die Störungen bei den Stationen G-14 (27.6 Stunden), G-05 (1.2), G-10 (1.6), L-06 (4.5), L-07 (3.2), B-04 (3.7), B-01 (1.0), B-13 (2.2), L-07 (3.8), G-16 (22.3) und M-03 (39.7) führten zu einer gesamten Ausfallzeit von rund 111 Stunden.

Weitere relevante Störungen waren beim Datenimport vom KFU Baden-Württemberg (1 x 26 Stunden,

1 x 48 Stunden) und bei den Datenimport- und Datenexportprozessen auf den Kommunikationsrechnern zu verzeichnen. Einer der Ausfälle dauerte rund 47 Stunden, da er sich am Wochenende ereignete und auf Probleme mit der Ingres-Datenbank zurückzuführen war. Diese konnten schliesslich mit einer Anpassung der Konfiguration behoben werden. Trotzdem führten diese Probleme zu einer sehr tiefen Verfügbarkeit von 93.1% im vierten Quartal, was zu der eher tiefen Jahresverfügbarkeit von 97.7% führte. Die Datenverfügbarkeit im Archiv beträgt für das Jahr 2009 über alle MADUK-Stationen hingegen 99.97%.

## Qualitätssicherung

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

In Anlehnung an die «Empfehlungen zur Sicherstellung der Messdatenqualität von Umgebungsdosimetriesystemen» der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität vom 24. November 2004 werden die MADUK Sonden vor einem ersten Einsatz im Eichlabor geeicht. Die Eichung hat eine dreijährige Gültigkeit. Im Frühjahr 2009 war eine erneute Eichung der eingesetzten Messsonden fällig. Diese wurde im Feld mit Hilfe eines mit dem Eichlabor des Paul Scherrer Institut abgesprochenen Verfahrens vorgenommen. Alle Sonden konnten erfolgreich geeicht werden. Das Verfahren hat sich bei optimierten Ressourcen bestens bewährt.

Das Messverhalten der Sonden wird zwischen den Eichungen mit halbjährlichen Genauigkeitstests geprüft. Bei den Genauigkeitstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer 460 kBq <sup>137</sup>Cs-Quelle werden erhöhte Werte bei jeder Sonde während ca. 40 Minuten produziert und mit Sollwerten verglichen. Gleichzeitig wird diese Sondenfunktionskontrolle auch für die Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung im MADUK-Datenarchiv sowie der Alarmauslösung gemäss den festgelegten Schwellwerten benutzt. Im Jahr 2009 wurde neben der Eichung im Frühjahr eine Funktionskontrolle im Herbst durchgeführt. Diese zeigte die einwandfreie Funktion aller Sonden. Die Archivierung und Alarmierung funktionierten ebenfalls einwandfrei.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden üblicherweise Messungen mittels in-situ-Gamma-spektrometrie im Feld durchgeführt. 2009 konnten keine Messungen durchgeführt werden, da der Ersatz des Detektors sich aufgrund von Lieferengpässen stark verzögerte und die qualitätsgesicherte Inbetriebnahme des Detektors nicht mehr im Jahr 2009 erfolgen konnte.

## Messergebnisse

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

Im Rahmen der jährlichen Überprüfungskampagne der NADAM Sonden wurden beim Personalrestaurant des PSI durch die dort positionierte MADUK-Station B-11, welche in unmittelbarer Nähe einer überprüften NADAM Sonde steht, für eine halbe Stunde erhöhte Werte registriert. Der Maximalwert betrug  $3.23 \mu\text{Sv/h}$ . Im Laufe des Berichtsjahres sind die mit NADAM Sonden ausgerüsteten Wetterstationen bei den Kernkraftwerken von KNET auf das neue SwissMetNet umgerüstet worden. Seither werden bei diesen NADAM Stationen dieselben Sondentypen wie bei MADUK eingesetzt und baugleiche Prüfquellen verwendet. Die beiden Sonden stehen im Abstand von 2 Metern. Dank der neuen Prüfquellen in Form eines Ringes sind die Messwerte der jeweils benachbarten Sonde während der Prüfung nur geringfügig beeinflusst. Bei der SwissMetNet-Station in Mühleberg wurde an der MADUK-Sonde M-03 ein Maximalwert von 122 nSv/h, bei Gösgen an der Sonde G-07 ein Maximalwert von 112 nSv/h und bei Leibstadt L-06 ein Maximalwert von 108 nSv/h registriert.

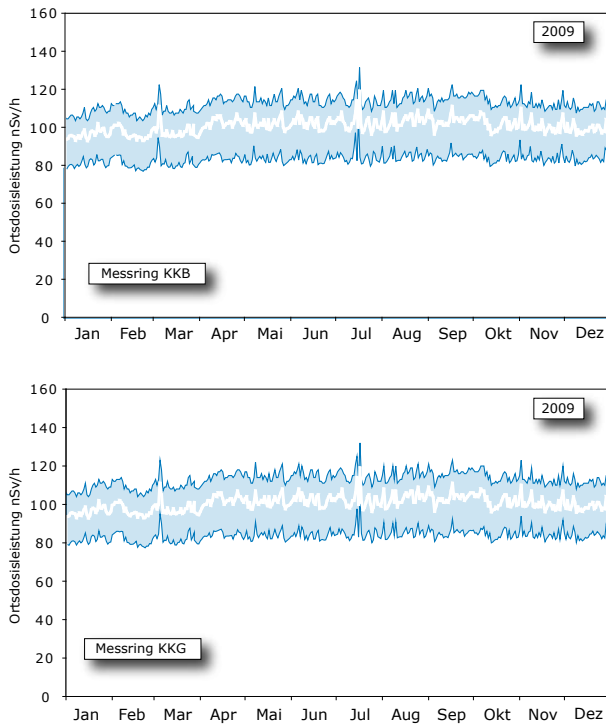
In der Tabelle 1 sind alle Ereignisse aufgelistet, bei denen der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h überschritten wurde. Alle registrierten Erhöhungen waren auf Washout-Effekte in der Folge lokal begrenzter Starkregen zurückzuführen. Ein Zusammenhang mit dem Betriebsverhalten der Kernanlagen konnte nicht hergestellt werden.

**Tabelle 1:**

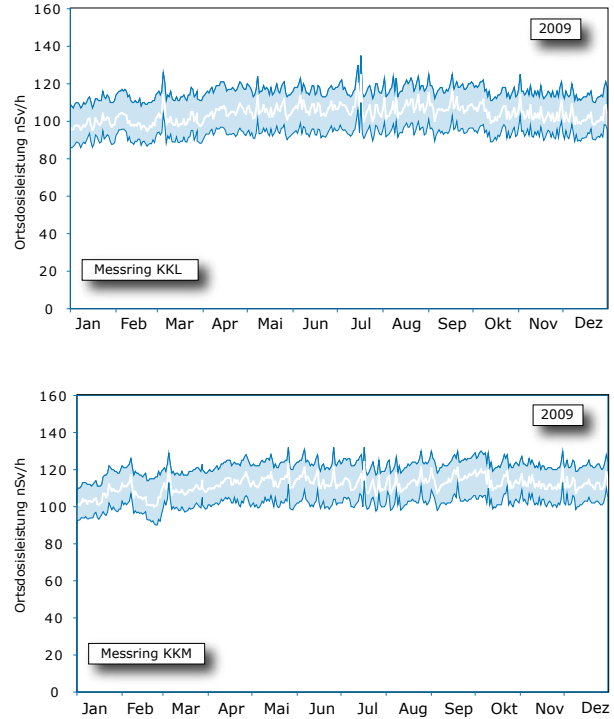
Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2009.

| Datum         | Station | Dauer [h] | Max. NDL [nSv/h] | Max. ODL [nSv/h] |
|---------------|---------|-----------|------------------|------------------|
| 26. 06. 19:10 | M-03    | 0.2       | 56               | 191              |
| 26. 06. 19:10 | M-05    | 0.2       | 59               | 212              |
| 03. 07. 12:30 | G-10    | 1.0       | 75               | 196              |
| 03. 07. 12:30 | G-11    | 1.0       | 80               | 208              |
| 03. 07. 18:30 | B-02    | 0.2       | 54               | 167              |
| 03. 07. 18:10 | L-03    | 1.0       | 96               | 215              |
| 04. 07. 19:40 | L-10    | 0.9       | 62               | 183              |
| 28. 07. 00:20 | L-10    | 0.2       | 52               | 231              |
| 08. 08. 12:40 | L-10    | 0.5       | 66               | 209              |
| 17. 09. 18:40 | G-11    | 0.3       | 63               | 172              |
| 19. 09. 22:40 | M-04    | 0.5       | 61               | 184              |
| 20. 09. 00:00 | M-04    | 0.3       | 54               | 170              |
| 20. 09. 01:10 | L-03    | 0.9       | 103              | 224              |
| 20. 09. 01:20 | L-02    | 0.9       | 81               | 214              |
| 20. 09. 01:30 | L-04    | 0.5       | 67               | 207              |
| 20. 09. 01:30 | L-05    | 0.2       | 51               | 181              |
| 20. 09. 01:50 | L-06    | 0.3       | 52               | 191              |
| 20. 09. 04:20 | L-06    | 0.2       | 52               | 191              |
| 20. 09. 04:40 | L-02    | 0.2       | 51               | 188              |

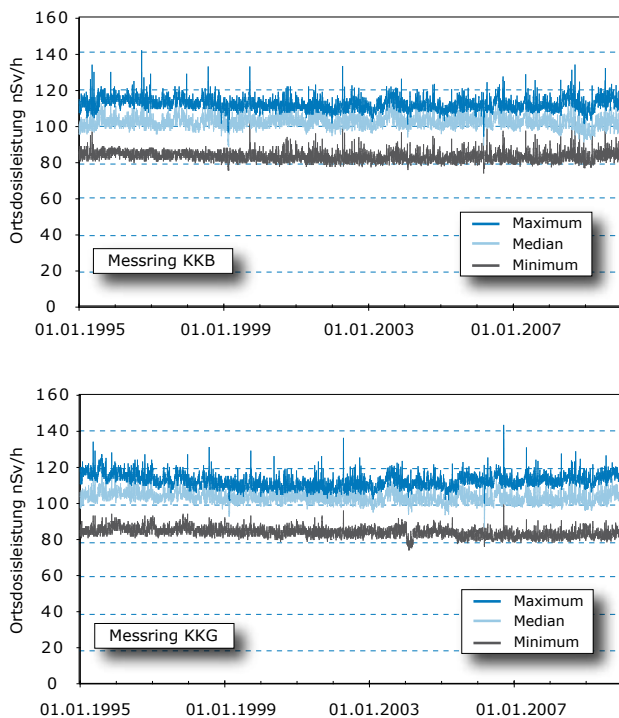
Die Figuren 2 und 3 zeigen die Maxima, die Minima und die Mediane der Tagesmittelwerte im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke. Die Werte liegen im normalen Schwankungsbereich der letzten 15 Jahre (Figuren 4 und 5).



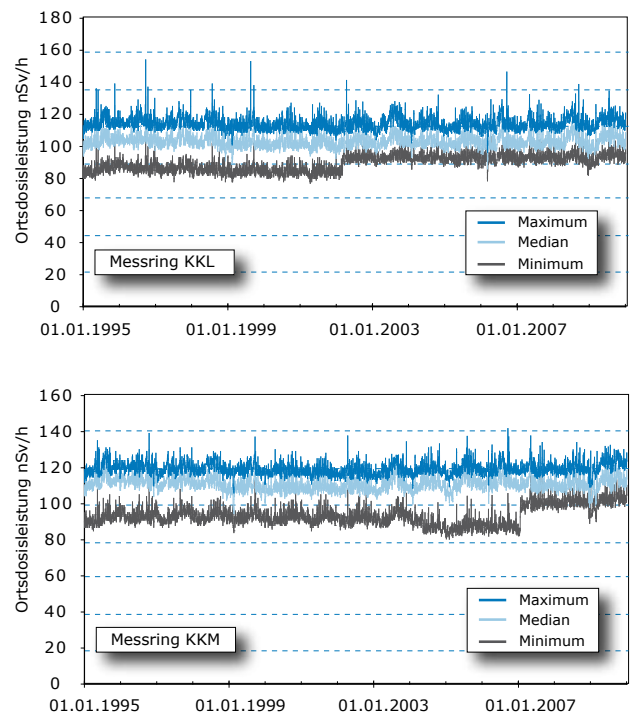
**Figur 2:**  
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG.



**Figur 3:**  
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKL, KKM.



**Figur 4:**  
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB und KKG für die Jahre 1995 bis 2009.



**Figur 5:**  
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKL und KKM für die Jahre 1995 bis 2009. Die Sprünge in den Minima-Werten sind darauf zurückzuführen, dass Sonden, die sich auf Dächern befanden, auf den Boden versetzt wurden (bei KKL bei der Station L-05, bei KKM bei der Station M-04).

## 8.4

## Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

**J. Eikenberg, H. Beer, C. Parussudis, I. Zumsteg**

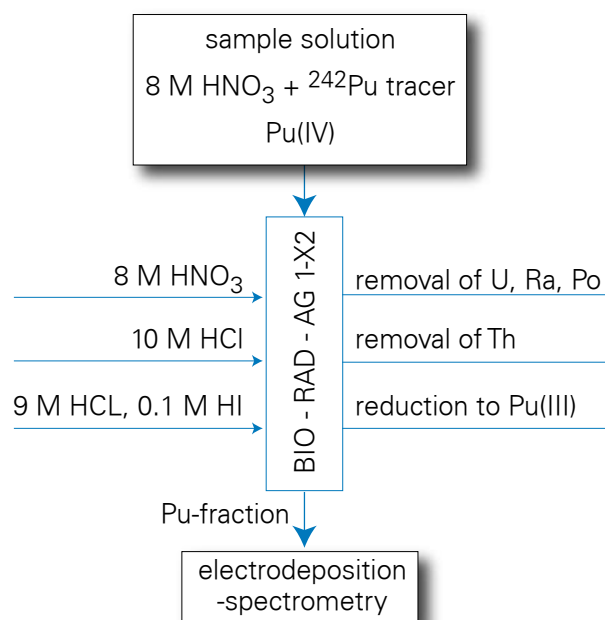
Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen

## Zusammenfassung

Im Rahmen der Immissionsüberwachung führt das PSI seit 13 Jahren Radionuklidmessungen an Waldbodenproben aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Die Proben werden dabei zunächst  $\gamma$ -spektrometrisch gemessen und anschliessend radiochemisch für die Bestimmung reiner  $\alpha$ - und  $\beta$ -Strahler ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ ) aufbereitet. Die Ergebnisse der  $\gamma$ -Spektrometrie zeigen einen deutlich abnehmenden Trend für das anthropogene Radionuklid  $^{137}\text{Cs}$  von ca. 100 - 150 Bq/kg (im Jahr 1997) auf ca. 30 - 70 Bq/kg (2009). Die Abnahmen für die anthropogenen Radioisotope  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{239+240}\text{Pu}$  sind ähnlich signifikant. So sanken die Aktivitätskonzentrationen für  $^{90}\text{Sr}$  von 6 - 10 Bq/kg auf 2 - 4 Bq/kg und diejenigen für  $^{239+240}\text{Pu}$  von 0.4 - 0.9 (1997) auf 0.2 - 0.8 im Jahr 2009. Die konstanten Isotopenverhältnisse von  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  (ca. 0.03) und  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  (ca. 0.4) zeigen deutlich, dass die gemessenen Werte für die Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren zuzuschreiben sind.

## Einleitung

Das Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken wurde vor 11 Jahren in unmittelbarer Nähe zum Paul Scherrer Institut erstellt und anschliessend in Betrieb genommen. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Abgaben aus der Anlage feststellen zu können, wurden vor der Inbetriebnahme im Rahmen des Projektes Beweis-sicherung umfangreiche Radionuklid-Messungen an

**Figur 1:**

Schematische Darstellung des radiochemischen Trennverfahrens für Plutonium.

Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details über Analysemethoden in Figur 1 und [1]). Diese Analysen dienen der Erfassung der Konzentrationen kosmogener (z.B.  $^7\text{Be}$ ), terrestrischer ( $^{40}\text{K}$  sowie Radionuklide aus den U- und Th-Zerfallsreihen) und insbesondere anthropogener Radioisotope ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ ) resultierend aus Aerosol-Fallout infolge von Kernwaffentests und dem Chernobyl-Ereignis. Seit der Durchführung dieser Studie werden im Routinebetrieb einmal jährlich an 4 Beprobungs-Punkten Waldbodenproben aus der oberen Schicht (0 - 5 cm) erhoben und im Labor auf ihren Radionuklid-Gehalt untersucht.

## Radiochemische Trennmethoden

Der Boden wird zunächst getrocknet, gesiebt und in ca. 30g schwere Aliquots gesplittet. Vor der Analyse werden  $^{243}\text{Am}$ - und  $^{242}\text{Pu}$ -Tracer hinzu gegeben. Nach der Trockenveraschung wird die Probe in 8 M  $\text{HNO}_3$  unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in die wässrige Phase transferiert werden. Die wässrige Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Die Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonnen (Bio-Rad 1-X2, 100-200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und  $\text{HNO}_3$ -Waschlösungen werden potentiell bei der  $\alpha$ -Spektrometrie interferierende, natürliche Radionuklide abgetrennt (z.B.  $\alpha$ -Emission von  $^{228}\text{Th}$  und  $^{238}\text{Pu}$  bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion in einer Mischung aus HCl und HI eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonnen gelaufene Fraktion von Am und Cm wird auf einer TRU<sup>TM</sup>-Kolonnen purifiziert und abgetrennt. Zur Retention von U und Th ist der TRU<sup>TM</sup>-Trennsäule eine U/TEVA<sup>TM</sup>-Kolonnen vorgeschaltet. Die gereinigten Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft und in einer  $\text{NaSO}_4$ - $\text{NaHSO}_4$ -Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird [2]. Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 2 Tage mit hochauflösender  $\alpha$ -Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

## Resultate und Diskussion

Die Resultate der Radionuklid-Messungen sind in Tabelle 1 für die anthropogenen Radioisotope ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) und natürlichen terrestrischen Isotope aus den U- und Th-Zerfallsreihen ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ) zusammengefasst. Dargestellt ist der Streubereich der Probenmessungen aus den 4 Bodenentnahmestellen um das ZWILAG-Areal. Wie die Tabelle zeigt, liegen die typischen Aktivitätskonzentrationen von  $^{239+240}\text{Pu}$  derzeit zwischen 0.2 und 0.8 Bq/kg, diejenigen von  $^{241}\text{Am}$  zwischen 0.1 und 0.3 Bq/kg. In Spuren ist noch  $^{238}\text{Pu}$  nachweisbar (0.01 - 0.03 Bq/kg), während die Werte für fissiogenes  $^{90}\text{Sr}$  etwas höher sind (2 - 4 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für  $^{137}\text{Cs}$  (30 - 70 Bq/kg). Der Grund hierfür ist der zusätzliche Beitrag von Fallout-Caesium aus dem Chernobyl-Reaktorunfall. Über die Isotopenverhältnisse von  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  (im Mittel 0.4) und  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  (0.03  $\pm$  0.01) kann gefolgert werden, dass der Beitrag der anthropogenen Aktiniden ausschliesslich

aus den atmosphärischen Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren stammt [1,3]. Tabelle 1 zeigt zusätzlich den groben Trend der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope über die letzten 10 Jahre. Bei allen anthropogenen Radionukliden lässt sich eine deutliche Abnahme von rund einem Faktor 2 beobachten. Dies liegt nur zu einem geringen Teil am radioaktiven Zerfall (die Halbwertszeiten von  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  liegen bei ca. 30 Jahren, diejenigen der Pu-Isotope sind deutlich länger), sondern vielmehr daran, dass der Tonmineralanteil in der oberen Waldbodenschicht im Vergleich zu den benachbarten Feld- und Wiesenflächen deutlich geringer ist (Tonminerale haben hohe Adsorptions-Koeffizienten für Cs und Pu). Ebenfalls eingetragen sind die Werte für  $^{226}\text{Ra}$  (als Mass für natürlich vorkommendes, primordiales  $^{238}\text{U}$ ) und  $^{228}\text{Ra}$  (als Mass für  $^{232}\text{Th}$ ). Diese Werte liegen konstant zwischen 20 - 30 Bq/kg und zeigen keinen Trend mit der Zeit, da diese Radionuklide fest in den Kristallgittern der Bodenminerale eingebaut sind. Wenn man die Aktivitätskonzentrationen über die spezifischen Aktivitäten in Massenkonzentrationen umrechnet, ergeben sich für  $^{238}\text{U}$  2 - 3 ppm und für  $^{232}\text{Th}$  5 - 7 ppm, d.h. typische Werte für Böden und Gesteine der Erdkruste.

**Tabelle 1:**

Wertebereich für anthropogene Fallout-Isotope ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) und natürlich vorkommende terrestrische Isotope ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ) im Verlauf der letzten Jahre (1997, 2003 und 2009). Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

| Isotop                           | 1997        | 2003        | 2009      |
|----------------------------------|-------------|-------------|-----------|
| $^{90}\text{Sr}$                 | 6 - 10      | 3 - 6       | 2 - 4     |
| $^{134}\text{Cs}$ <sup>(1)</sup> | 1 - 2       | < 1         | < 1       |
| $^{137}\text{Cs}$                | 100 - 150   | 40 - 90     | 30 - 70   |
| $^{238}\text{Pu}$                | 0.01 - 0.03 | 0.01 - 0.03 | 0.01-0.03 |
| $^{239+240}\text{Pu}$            | 0.4 - 0.9   | 0.3 - 0.6   | 0.2 - 0.8 |
| $^{241}\text{Am}$                | 0.2 - 0.4   | 0.1 - 0.3   | 0.1 - 0.3 |
| $^{226}\text{Ra}$                | 20 - 30     | 20 - 30     | 20 - 30   |
| $^{228}\text{Ra}$                | 20 - 30     | 20 - 30     | 20 - 30   |

(1) Die Halbwertszeit von  $^{134}\text{Cs}$  beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2003 und 2009 nicht mehr nachgewiesen werden.

## Literaturliste

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

## 8.5

# Les installations nucléaires et l'environnement

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

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

### Résumé

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2009. Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques ( $^{14}\text{C}$  dans les feuillages,  $^{60}\text{Co}$  dans un échantillon d'herbe du voisinage de Mühleberg) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt et  $^{54}\text{Mn}$  dans les eaux et les sédiments). La contribution du rayonnement direct a également été détectée en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois restées nettement au-dessous des limites réglementaires et donc, sans conséquences pour la santé.

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

### Introduction

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

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions des centrales nucléaires (concentrations radioactives effectivement mesurées dans l'environnement). Tous les compartiments environnementaux sont examinés, de l'air jusqu'aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant d'évaluer directement la radioactivité déposée au sol. Ce programme de surveillance, coordonné par l'OFSP, englobe non seulement les propres mesures de l'Office mais aussi celles des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez ( $^{90}\text{Sr}$  dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne ( $^{14}\text{C}$ ,  $^3\text{H}$  et  $^{85}\text{Kr}$ ) et du LfU (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. L'IFSN met également à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK, mesurant en continu le débit de dose ambiante au voi-

sinage des centrales nucléaires. L'OFSP se doit ensuite de procéder à l'examen critique de l'ensemble de ces données pour évaluer de manière pertinente l'influence des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Le présent chapitre résume l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce programme de surveillance des immissions au voisinage des installations nucléaires. Le tableau 1 indique les chapitres à consulter pour accéder aux résultats plus détaillés relatifs à un compartiment de l'environnement particulier ou un radionucléide spécifique.

**Tableau 1:**

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

| Milieu/Isotope                               | Chapitre     |
|----------------------------------------------|--------------|
| Exposition ambiante                          | Ch. 8.2, 8.3 |
| Air/Aérosols (émetteurs $\gamma$ )           | Ch. 4.1      |
| Précipitations ( $\gamma$ , $^3\text{H}$ )   | Ch. 4.1      |
| Mesures in situ                              | Ch. 3.1      |
| Sol et herbe ( $\gamma$ , $^{90}\text{Sr}$ ) | Ch. 4.4      |
| Sol (Pu, $^{241}\text{Am}$ )                 | Ch. 7.2      |
| $^{14}\text{C}$ dans les feuillages          | Ch. 7.1      |
| Denrées alimentaires                         | Ch. 5        |
| Milieu aquatique - émetteurs $\gamma$        | Ch. 4.3      |
| Fleuve (Aar/Rhin) - $^3\text{H}$             | Ch. 4.1, 7.1 |

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

## Méthodologie

Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radio-écologique qui consiste à rechercher les meilleurs indicateurs de la contamination du milieu et l'autre dosimétrique, qui met l'accent sur ce qui peut contribuer aux doses de la population. La surveillance des installations nucléaires s'oriente sur ces deux

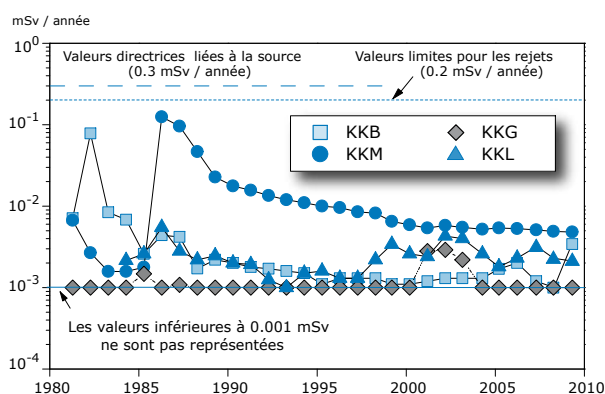
aspects. Les méthodes de prélèvement et de traitement sont prescrites de manière à assurer une reproductibilité et à viser à concentrer un maximum de radioactivité dans un minimum de volume afin de pouvoir détecter la présence de radionucléides à très bas niveaux.

## Résultats

### Mesures à la source

Les mesures parallèles de l'exploitant, de l'IFSN et de l'OFSP sur des échantillons liquides et gazeux prélevés en phase de rejet ainsi que le contrôle des rejets déclarés mensuellement aux autorités ont confirmé que les 4 centrales nucléaires suisses, à savoir Beznau (KKB 1 et 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) ainsi que l'institut Paul Scherrer (PSI) et l'entrepôt de stockage intermédiaire de déchets radioactifs (ZWILAG), situés sur le même site, ont respecté les limites réglementaires fixées pour les émissions en 2009 (voir aussi Chap. 8.1).

En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses par rapport à la valeur directrice liée à la source, fixée à 0.3 mSv par an pour les centrales nucléaires ( $\gamma$  compris rayonnement direct). La contribution majeure à la dose d'irradiation provient des rejets atmosphériques: essentiellement du  $^{14}\text{C}$ , avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.



**Figure 1:**

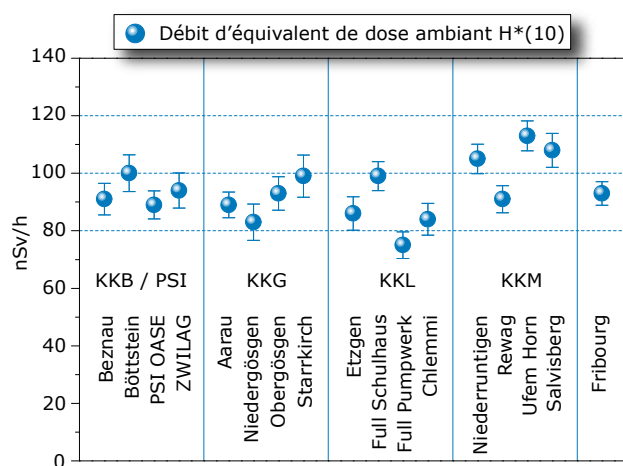
Dose (calculée) due aux émissions des centrales nucléaires accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales pour chaque année de 1981 à 2009 (Données IFSN) et comparaison avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an<sup>[1]</sup>.

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

### Mesures de l'exposition ambiante

L'exposition ambiante à la clôture et au voisinage des installations nucléaires est surveillée en permanence par le réseau MADUK ainsi qu'à l'aide de dosimètres thermoluminescents (TLD) et par des mesures périodiques effectuées par l'IFSN à la clôture des installations. Les résultats de cette surveillance ont montré que la contribution du rayonnement direct était clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi qu'au PSI mais que toutes les installations avaient respecté les valeurs limites en 2009. Rappelons que la valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixée à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit.

L'OFSP effectue également des mesures de débit d'équivalent de dose ambiante  $H^*(10)$  à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m au-dessus du sol dans un voisinage plus étendu. La figure 2, illustrant les résultats de ces mesures, montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle enregistrée à Fribourg, située hors de leur influence. Il est intéressant de remarquer que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevées mesurées sur trois sites des environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration plus élevée en  $^{40}\text{K}$  (naturel) dans les sols en ces endroits (cf. Figure 4).

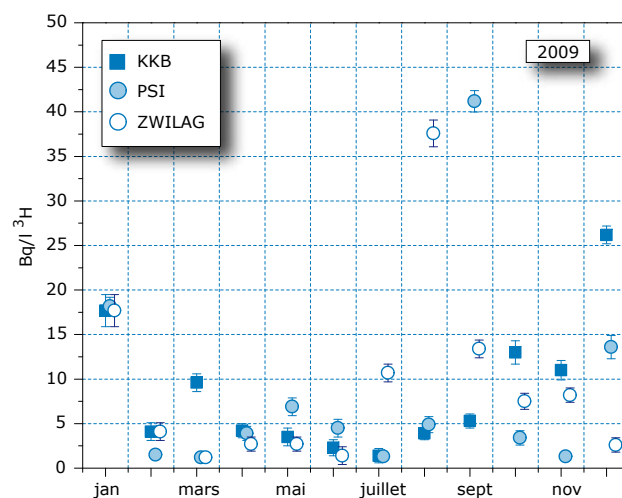


**Figure 2:** Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiante  $H^*(10)$  effectués en 2009 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre de comparaison.

### Mesures dans le milieu atmosphérique

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

Les résultats des mesures 2009 des filtres aérosols des environs des centrales nucléaires suisses ainsi que du PSI ont montré la prédominance des radionucléides naturels  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ , avec des valeurs comprises respectivement entre 0.2 et 4.6 et entre 0.1 et 1.0 mBq/m<sup>3</sup> (mesures OFSP et PSI). Le  $^{137}\text{Cs}$ , attribuable à la remise en suspension d'anciennes contaminations dues aux essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi qu'à l'accident de Tchernobyl, est le seul radionucléide d'origine artificiel mis en évidence dans ces échantillons (valeurs comprises entre 0.4 et 2.2  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  pour les filtres analysés à l'OFSP, les activités du  $^{137}\text{Cs}$  étant toutes inférieures à la limite de détection de 10  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  pour les échantillons mesurés au PSI). Ainsi contrairement aux années précédentes, aucune trace de  $^{60}\text{Co}$  n'a été observée dans les filtres aérosols des environs de KKM. Rappelons que l'origine suspectée de ces traces de  $^{60}\text{Co}$  était la contamination accidentelle des filtres après exposition, alors qu'ils transitaient par l'intérieur de la centrale avant leur envoi pour analyse. La nouvelle procédure de prélèvement mise en place par l'exploitant sur proposition de l'OFSP et de l'IFSN et visant à empêcher toute contamination accidentelle des filtres par des sources autres que celles présentes dans l'environnement semble donc avoir porté ses fruits.



**Figure 3:** Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage des centrales nucléaires de Leibstadt et de Beznau, du PSI ainsi que du Zwilag en 2009.

Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen et Beznau ni dans ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG au cours de l'année 2009.

Les résultats des mesures du tritium ( $^3\text{H}$ ), radio-nucléide directeur dans les précipitations, dans les échantillons mensuels des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 2. Les concentrations mensuelles de  $^3\text{H}$  enregistrées en 2009 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg et de Gösgen sont restées proches de celles enregistrées dans des stations de référence situées hors influence de ces installations.

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

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le  $^{14}\text{C}$ . Les mesures de ce radionucléide dans les feuillages, poursuivies depuis de nombreuses années par l'université de Bern, ont ainsi mis en évidence en 2009 une augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 110 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques  $\mu\text{Sv}$ .

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

**Tableau 2:**

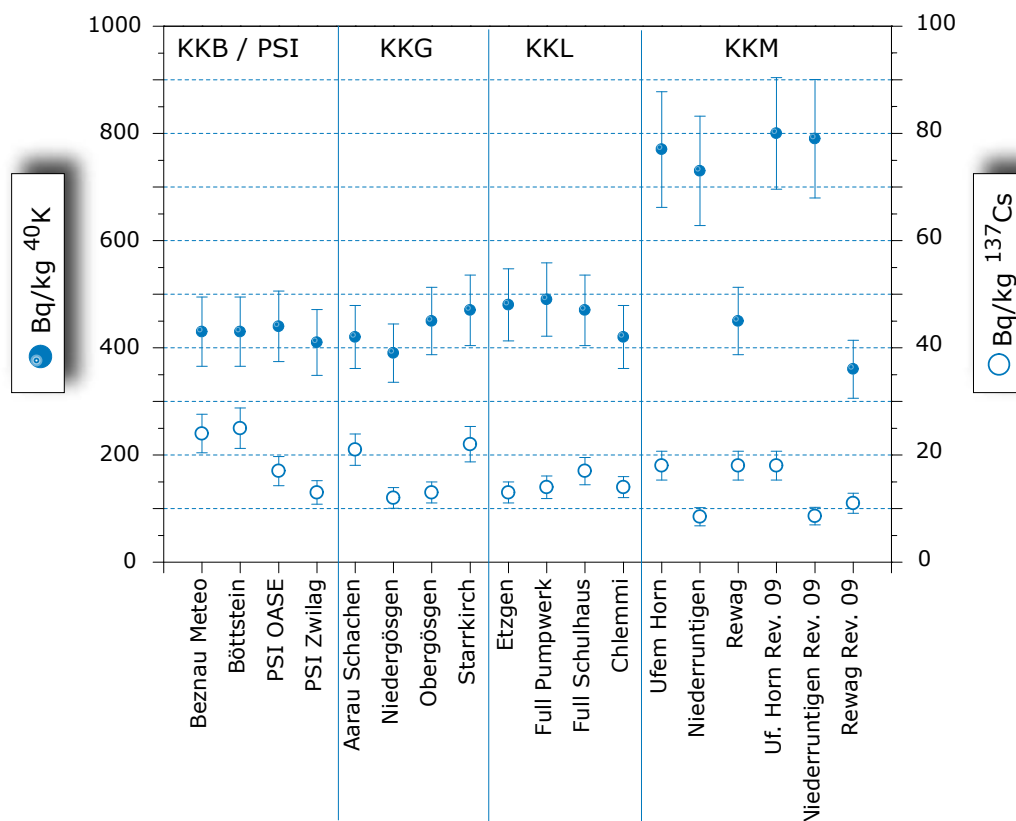
*Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2009.*

| Lieu                                              | Valeur min/<br>max | Médiane |
|---------------------------------------------------|--------------------|---------|
|                                                   | (Bq/l)             | (Bq/l)  |
| Niederruntingen<br>(environs KKM)<br>Mesures OFSP | < 1.0 – 4.3        | 2.20    |
| Niedergösgen<br>(environs KKG)<br>Mesures OFSP    | < 2.0 – 2.5        | -       |
| Full<br>(environs KKL)<br>Mesures OFSP            | < 2.0 – 16.2       | 2.25    |
| Beznau<br>(environs KKB)<br>Mesures PSI           | < 1.4 – 26.2       | 4.75    |
| PSI<br>Mesures PSI                                | < 1.2 – 41.2       | 4.20    |
| ZWILAG<br>Mesures PSI                             | < 1.2 – 37.6       | 5.80    |

### Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe et le sol, qui constitue un excellent intégrateur de pollution et permet de tenir compte des phénomènes d'accumulation à long terme. Les résultats de ces analyses se sont généralement avérés conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires. Une exception est toutefois à relever: en effet, des traces de  $^{60}\text{Co}$  ont été décelées dans un échantillon d'herbe prélevé au voisinage de la centrale de Mühleberg en mai 2009 (activité de  $0.7 \pm 0.2$  Bq par kg de matière fraîche). Cet isotope n'a par contre pu être observé ni dans les échantillons de sol, ni lors des mesures par spectrométrie gamma in situ réalisées au voisinage de la centrale. Les analyses supplémentaires effectuées sur une dizaine d'autres échantillons d'herbe prélevés dans le même secteur ont confirmé qu'il s'agissait d'un dépôt minime et localisé.

Les résultats 2009 enregistrés pour les échantillons de sol et de plantes prélevés au voisinage des installations nucléaires montrent toutefois que la radioactivité d'origine naturelle prédomine nettement et que la radioactivité d'origine artificielle ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , Pu et Am) provient principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl. La figure 4 présente à titre d'exemple la contamination rémanente en  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols prélevés par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires en 2009.



**Figure 4:**  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{40}\text{K}$  (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) analysés par l'OFSP en 2009 (couche 0 - 5 cm).

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

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

### Mesures dans le milieu aquatique

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

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

Les activités rejetées dans le milieu aquatique par les installations nucléaires, et notamment par la centrale de Beznau, ont encore diminué en 2009. La mise en service définitive d'un système de nanofiltration en 2007 dans cette centrale et la réduction des rejets liquides qui s'en est suivie (les rejets pour les isotopes du Co ont été divisés d'un facteur 10 entre 2006 et 2009), s'est traduite par une di-

minution significative des concentrations enregistrées dans les échantillons d'eaux. Ainsi, en 2009, les activités du  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$  et du  $^{54}\text{Mn}$  enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Klingnau/AG (en aval de KKB) étaient toutes inférieures à la limite de détection.

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

Des traces de  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  et de  $^{137}\text{Cs}$  ont également été mises en évidence dans des échantillons de mousse prélevés fin mai dans l'Aar, en aval de Mühleberg. Dans les échantillons de mousses prélevées à Klingnau après la période de révision, seuls du  $^{60}\text{Co}$  et du  $^{137}\text{Cs}$  ont pu être décelés. Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar en aval de KKM, KKG et KKB en 2009 n'ont en revanche pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

Les concentrations mensuelles de  $^3\text{H}$  enregistrées en 2009 dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont restées inférieures à 2 Bq/l à l'exception de la période avril-mai, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (4 - 5 Bq/l) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

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

Deux prélèvements d'eau sont effectués au début et à la fin de chaque mois dans le bassin de contrôle (intérieur de la centrale) et dans la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA. Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie  $\gamma$ . Aucun émetteur gamma artificiel n'a été détecté en 2009. Les résultats montrent en effet que les activités du  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{137}\text{Cs}$  sont restées inférieures aux limites de détection de 0.3 à 1.5 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le  $^3\text{H}$  est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de l'activité du tritium mesurées en 2009

dans les échantillons de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle s'élèvent à 9.6 Bq/l et 13.4 Bq/l respectivement. Notons encore que l'activité de l'eau de référence (eau robinet IRA) ne dépasse pas la limite de détection de 2 Bq/l.

Pour la mesure du  $^{90}\text{Sr}$ , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Les activités de tous les échantillons étaient inférieures à la limite de détection de 7 mBq/l.

## Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement est resté faible en 2009. La détection du rayonnement direct, du  $^{14}\text{C}$  issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue.

Les doses résultant du fonctionnement des centrales nucléaires pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires et le risque lié à l'exploitation de ces installations du point de vue de la santé s'est avéré insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 1, les calculs effectués à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des centrales nucléaires n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an et s'est situé en 2009, en tenant compte des rejets des années précédentes, entre 0.001 et 0.006 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du  $^{14}\text{C}$ ), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

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

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

## 8.6

# Environnement du CERN (mesures OFSP)

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

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

**J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus**

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

### Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par la Commission de Sécurité du CERN, l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) met en œuvre, de manière indépendante, un programme de surveillance de la radioactivité et des doses de rayonnements au voisinage du centre de recherche. L'ensemble des mesures effectuées par l'OFSP en 2009 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radioisotopes, produits dans les installations du centre de recherche, ont pu être détectées, les activités maximales enregistrées sont restées nettement inférieures aux limites suisses et leur impact radiologique peut être considéré comme très faible.

### Programme de surveillance de l'OFSP

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

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

### Programme spécifique «LHC»

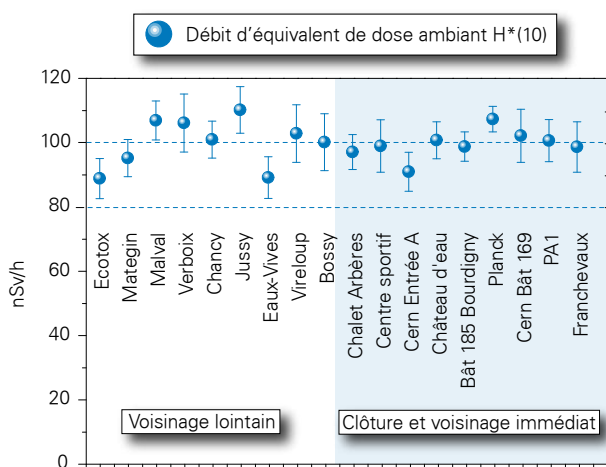
Les autorités des pays hôtes, à savoir l'ASN (Autorité de Sûreté Nucléaire) côté France et l'OFSP côté suisse, avaient prévu de mettre en œuvre des mesures de surveillance supplémentaires, focalisées au voisinage des puits d'aération du LHC (Large Hadron Collider) à l'automne 2009. Ce programme a été reporté à 2010 suite à l'arrêt prolongé de l'accélérateur.

## Mesures de l'exposition ambiante

Les emplacements des TLD, destinés au contrôle de l'exposition ambiante au voisinage du CERN, ont été revus en 2006 déjà afin de pouvoir tenir compte de l'impact éventuel du LHC, lorsque ce dernier sera en service. Treize sites ont été surveillés en 2009, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français). Par ailleurs, en plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée.

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique Appliquée sur mandat de l'OFSP, n'ont pas signalé de valeur indicative d'un impact notable des installations du CERN pour les emplacements situés à l'extérieur de la clôture. En effet, pour les 8 sites concernés, les équivalents de dose ambiants correspondent à ceux de l'irradiation naturelle (0.01 à 0.02 mSv par trimestre pour les neutrons et environ 0.22 mSv par trimestre pour les gammas).

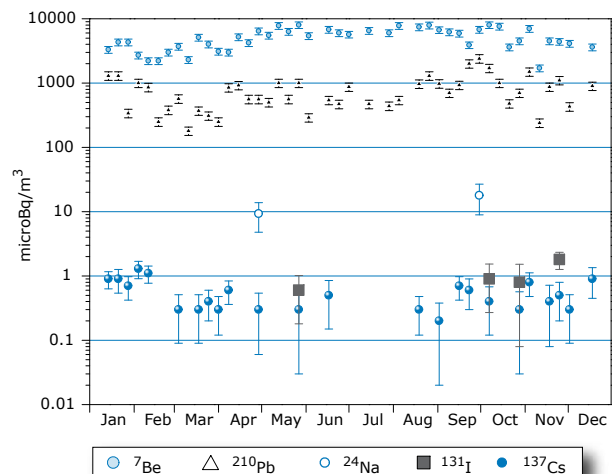
Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en octobre 2009 sur 9 sites du voisinage proche du CERN et 9 sites distants ont confirmé ce constat. Les valeurs du débit d'équivalent de dose ambiant ( $H^*(10)$ ) dû au rayonnement gamma se sont ainsi échelonnées entre 89 et 111 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes:  $100 \pm 4$  nSv/h; moyenne des sites distants  $100 \pm 8$  nSv/h).



**Figure 1:** Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  effectuées par l'OFSP en 2009 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

## Mesures dans le milieu atmosphérique

La station de mesure du réseau RADAIR (collecteur d'aérosols) située au CERN et assurant la surveillance de l'air en continu n'a pas signalé d'anomalie en 2009. Depuis 2007, un moniteur d'iode est également installé sur le site du CERN, pour la surveillance de l' $^{131}\text{I}$  gazeux. Aucune valeur supérieure à la limite de détection de  $0.1 \text{ Bq/m}^3$  n'y a été enregistrée.



**Figure 2:** Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2009.

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols à haut débit (HVS) du CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  (cf figure 2). Le cas du  $^7\text{Be}$  est toutefois particulier de par sa double origine: naturelle et anthropogénique (production dans les tunnels du CERN). Le tableau 1 montre que les concentrations de  $^7\text{Be}$  mesurées en 2009 dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se sont toutefois pas notablement distinguées de celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence. Notons qu'en 2009, le débitmètre du collecteur à haut débit du CERN a connu, à plusieurs reprises des problèmes de fonctionnement. Les filtres ont tout de même été analysés à titre indicatif, mais les résultats correspondant n'ont pas été pris en compte pour les évaluations du tableau 1 et ne sont pas représentés sur la figure 2. Des traces de  $^{22}\text{Na}$ , également d'origine naturelle, ont été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre  $0.2$  et  $1 \mu\text{Bq/m}^3$ ).

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, des traces de  $^{137}\text{Cs}$  (valeur maximale de  $1.3 \pm 0.4 \mu\text{Bq/m}^3$ ) dues à la remise en suspension d'anciennes contaminations (retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et de l'accident de Tchernobyl) ont été détectées à plusieurs reprises.

**Tableau 1:**

Concentrations du  $^7\text{Be}$  mesurées en 2009 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les stations situées hors influence.

| Station de collection à haut débit | Valeur min/max        | Moyenne |
|------------------------------------|-----------------------|---------|
|                                    | (mBq/m <sup>3</sup> ) |         |
| CERN (Meyrin/GE)                   | 1.7 - 8.0             | 5.0     |
| Oberschrot/FR                      | 1.5 - 6.7             | 4.1     |
| Klingnau/AG                        | 1.2 - 7.4             | 3.7     |
| Güttingen/TG                       | 1.3 - 7.7             | 3.9     |
| Monte Ceneri/TI                    | 1.2 - 8.6             | 4.7     |

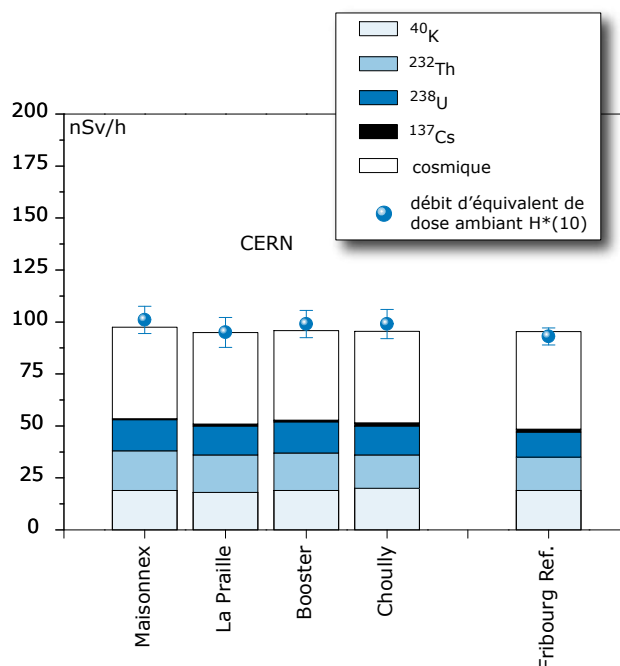
Les seuls radioisotopes attribuables aux activités du CERN sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols sont le  $^{24}\text{Na}$  et le  $^{131}\text{I}$  (valeurs comprises entre 9 et 18  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  et entre 0.6 et 1.8  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  respectivement). Ces radionucléides, d'une demi-vie de 15 h pour le  $^{24}\text{Na}$  et de 8 jours pour le  $^{131}\text{I}$ , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche (l' $^{131}\text{I}$  est uniquement produit par l'installation ISOLDE).

Notons encore que l'impact radiologique de ces traces de  $^{24}\text{Na}$  et de  $^{131}\text{I}$  est tout à fait négligeable, puisque les concentrations les plus élevées enregistrées en 2009 pour ces radionucléides ne représentent qu'environ 0.00002% (pour le  $^{24}\text{Na}$ ) et 0.00007% (pour le  $^{131}\text{I}$ ) des limites d'immissions suisses. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite des méthodes extrêmement sensibles, comme celles mises en œuvre par l'OFSP.

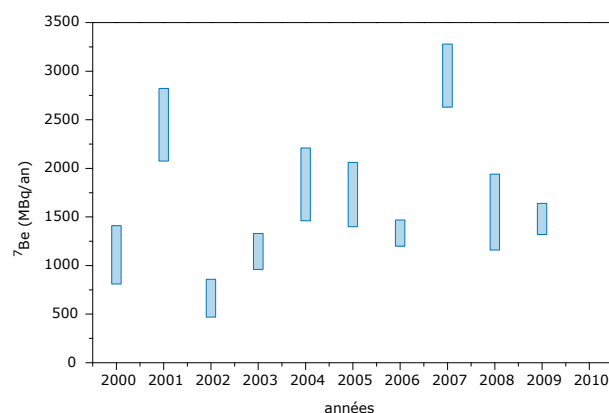
## Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures par spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Les mesures 2009 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN: la figure 3 montre en effet que les valeurs mesurées au voisinage du centre de recherche sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tel que Fribourg (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1).

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

**Figure 3:**

Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2009, et comparaison avec les résultats obtenus à Fribourg.

**Figure 4:**

Estimation des flux annuels minimum et maximum de  $^7\text{Be}$  dans le Nant d'Avril pour les années 2000 à 2009 (données provenant de l'Institut Forel).

[1] J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport N°10 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2008– Novembre 2009; Institut F.-A. Forel (Décembre 2009).

## Mesures dans le milieu aquatique

Les échantillons mensuels d'eau du Rhône prélevés à Chancy/GE n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle à l'exception du  $^{137}\text{Cs}$  (valeur maximale de  $5 \pm 1.5$  mBq/l) provenant des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Comme mentionné au chapitre 4.1, les limites de détection pour les différents émetteurs gamma, et en particulier pour le  $^{137}\text{Cs}$ , ont été divisées d'un facteur deux environ suite à l'acquisition de nouveaux détecteurs. C'est pourquoi ce dernier radionucléide a régulièrement pu être mis en évidence depuis 2008 dans les eaux des rivières analysées, alors que les valeurs étaient systématiquement inférieures à la limite de détection de 4 - 5 mBq/l les années précédentes.

La valeur maximale de la concentration du tritium enregistrée dans les échantillons d'eau du Rhône prélevés à Chancy s'est élevée à  $1.8 \pm 1.0$  Bq/l. Ces concentrations sont parfaitement conformes à la normale.

Le programme de surveillance du Nant d'Avril conduit par l'Institut F.-A. Forel à l'initiative de l'OFSP depuis 1999 a été poursuivi. Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de ce programme pour la période novembre 2008 à novembre 2009 a fait l'objet d'un rapport spécifique [1].

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

Les activités maximales sont celles du  $^7\text{Be}$  (maximum de  $0.87 \pm 0.05$  Bq/l), avec une moyenne de 0.28 Bq/l lorsque l'isotope est présent. Les plus fortes activités spécifiques de  $^7\text{Be}$  sont mesurées entre les mois de juin et d'octobre. L'échantillonnage des eaux ayant été réalisé en fonction du débit, il est possible d'estimer le flux d'un isotope en multipliant les débits (exprimés en  $\text{m}^3/\text{période}$ ) par l'activité spécifique du radionucléide. Le flux annuel estimé de  $^7\text{Be}$  pour la période 2008 - 2009 est de 1'320 MBq au minimum et de 1'640 MBq au maximum. Comme le montre la figure 4, ces valeurs se situent dans la moyenne des périodes de mesure précédentes.

Le deuxième radionucléide mis en évidence dans les eaux du Nant d'Avril est le  $^{137}\text{Cs}$  (maximum de 8 mBq/l). Ce radionucléide a été détecté exclusivement sur les particules (mesuré sur les filtres), ce qui montre qu'il est fortement associé à celles-ci, malgré une acidification de l'échantillon. Le

$^{137}\text{Cs}$  provient de l'érosion des sols, qui entraîne des particules contaminées par les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère (maximum des retombées en 1963 - 1964) et la catastrophe de Tchernobyl (1986).

Le troisième radionucléide est le  $^{22}\text{Na}$ , détecté à deux reprises en février et mars. Les activités spécifiques sont légèrement supérieures à la limite de détection, avec des valeurs de 3 mBq/l. La présence de ce radionucléide peut être attribuée aux activités du CERN. L'activité maximale du  $^{22}\text{Na}$  mesurée dans les eaux du Nant d'Avril en 2009 ne représente toutefois que 0.005% de la limite d'immissions fixée par la législation suisse (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de  $^7\text{Be}$  et de  $^{137}\text{Cs}$  dans presque tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 2. Notons que depuis la période 2004 - 2005, aucune trace de  $^{54}\text{Mn}$ , de  $^{65}\text{Zn}$  ou des isotopes de cobalt ( $^{57}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ) n'a plus été détectée dans les sédiments du Nant d'Avril.

Des sédiments et des bryophytes ont par ailleurs été prélevés une fois au cours de l'année aux principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par l'Institut Forel. Les activités mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées entre 62 et 668 Bq/kg pour le  $^7\text{Be}$ . Une valeur maximale de 22 Bq/kg a été enregistrée pour le  $^{137}\text{Cs}$ . Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en  $^7\text{Be}$  variant entre 139 et 2'209 Bq/kg. Deux échantillons montrent des valeurs mesurables de  $^{137}\text{Cs}$  de 4.7 et 9.8 Bq/kg, respectivement. Cette surveillance a pour but d'identifier d'éventuelles augmentations des immissions radioactives dans le milieu aquatique dues au fonctionnement du LHC. Etant donné que collisionneur, n'est entré en activité qu'après la fin de la période de surveillance 2009, les résultats obtenus peuvent être considérées comme un complément aux campagnes précédentes sur l'état initial du site (programme point zéro LHC).

**Tableau 2:**  
Résumé des résultats des mesures effectuées par l'Institut F.-A. Forel dans les sédiments du Nant d'Avril durant la période novembre 2008 à novembre 2009 (13 échantillons analysés).

| Isotope           | Min- Max     | Moyenne | Médiane |
|-------------------|--------------|---------|---------|
|                   | [Bq/kg]      | [Bq/kg] | [Bq/kg] |
| $^7\text{Be}$     | 180 - 1'160  | 505     | 369     |
| $^{137}\text{Cs}$ | < 0.6 - 15.6 |         | 4.8     |

En résumé, si l'on exclut le  $^7\text{Be}$  dont la fraction produite par les installations du CERN est incertaine, le seul radionucléide attribuable aux activités du centre de recherche décelé dans le milieu aquatique en 2009 est le  $^{22}\text{Na}$ . Les radioéléments produits par les installations du CERN tels que  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ , mis en évidence par le passé dans le Nant d'Avril, n'ont en effet été retrouvés ni dans les eaux, ni dans les sédiments, ni dans les bryophytes durant l'année sous revue.

## Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec l'institut F.-A. Forel, a confirmé que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est resté très faible en 2009.

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

## 8.7

## Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

**P. Vojtyla et D. Wittekind**

CERN - Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire, Commission de Sécurité, 1211 Genève 23

## Synthèse

La radioactivité de l'environnement autour de l'Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire (CERN) et les doses de rayonnements qui en résultent pour la population avoisinante sont contrôlées par la Commission de Sécurité du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux États Hôtes, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse (voir Chapitre 8.6). Dans ce rapport, les résultats des mesures concernent en particulier le territoire suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2009 prouve que le fonctionnement des installations du

CERN a été sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population. Le contrôle des émissions a montré que les rejets effectifs se sont situés en 2009 comme dans les années précédentes, nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. L'impact radiologique réel du CERN ne représente en fait que 3.5% de la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an [1], comme l'indique l'estimation pour le groupe de référence, qui est de l'ordre de 0.01 mSv/an.



## Objets de la surveillance

Pendant l'année 2009, tous les accélérateurs du CERN ont été en opération. Le LHC (Large Hadron Collider) a été remis en opération depuis octobre 2009, mais avec des intensités de faisceau de protons tellement faibles, qu'aucun rejet ne pouvait être mesuré. Ainsi, le LHC n'a eu aucun impact radiologique sur l'environnement en 2009.

Les contrôles réalisés en 2009 par le CERN sont:

- mesures de la radioactivité émise dans l'air et dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (émissions).
- mesures des rayonnements diffusés produits par l'exploitation des accélérateurs du CERN ainsi que la mesure de la radioactivité contenue dans différents échantillons, prélevés dans l'environnement, et susceptibles d'être influencés par le rayonnement ou la radioactivité produit par le CERN (immissions).

## Contrôle des émissions

Les rejets de radioactivité dans l'environnement par la ventilation des différentes installations des accélérateurs du CERN sont contrôlés par des moniteurs de l'air installés aux points de rejet de l'air (PMVxx, voir figure 1). Les rejets du tritium sont estimés à partir des concentrations maximales mesurées dans les points de ventilation. Ils sont de ce fait très surestimés. D'une façon similaire, les rejets radioactifs par la voie d'eau sont contrôlés par des moniteurs installés aux points de rejet d'eau du CERN (PMWxx, voir figure 1).

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejet sur le site CERN de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. A cela s'ajoute 0.018 MBq d'activité alpha ( $^{212}\text{Pb}$ ) et 5.5 MBq des radio-isotopes d'iode (p. ex.  $^{124}\text{I}$ ,  $^{126}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$ ) rejetés par l'ISOLDE. Comme on le verra dans la figure 4, l'impact radiologique en terme d'immission n'est notable que pour les activités bêta/gamma dans l'air d'une période radioactive  $T < 1$  jour ( $^{11}\text{C}$ ,  $^{13}\text{N}$ ,  $^{14}\text{O}$ ,  $^{15}\text{O}$ ,  $^{41}\text{Ar}$ ). Les rejets de radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse sont présentés dans le tableau 2. Leur contribution à l'impact radiologique du CERN sur l'environnement est comme pour toutes les années précédentes tout à fait négligeable.

**Tableau 1:**

Radioactivité du CERN rejetée dans l'air par la ventilation en 2009.

| Origine du rejet                   | Station | Air rejeté         | $^{11}\text{C}$ , $^{13}\text{N}$ , $^{14}\text{O}$ , $^{15}\text{O}$ , $^{41}\text{Ar}$ | $^7\text{Be}$ aérosol | Bêta aérosol | Tritium   |
|------------------------------------|---------|--------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------|--------------|-----------|
|                                    |         | $10^6 \text{ m}^3$ | TBq                                                                                      | MBq                   | MBq          | GBq       |
| Anneau principal PS                | PMV174  | 321                | 1.8                                                                                      | 149                   | 5.2          | 2.6       |
| TT10 injection PS-SPS              | PMV11   | 231                | 5.4                                                                                      | 93                    | 3.9          | 7.7       |
| n-TOF                              | PMV171  | 4.4                | 4.8                                                                                      | 0.38                  | 0.023        | 2.4       |
| TT60 extr. SPS-Ouest <sup>1)</sup> | PMV172  | 85                 | 0.0                                                                                      | 0.0                   | 0.0          | 0.0       |
| TT70 transfert, PS-SPS             | PMV173  | 62                 | 0.53                                                                                     | 1.6                   | 0.030        | 39        |
| ISOLDE                             | PMV170  | 81                 | 5.4                                                                                      | 0.0                   | 0.22         | 4.2       |
| <b>Site de Meyrin</b>              |         | <b>784</b>         | <b>17.9</b>                                                                              | <b>244</b>            | <b>9.4</b>   | <b>56</b> |

<sup>1)</sup> Les expériences ont été supprimées, pas de faisceau dans le tunnel

**Tableau 2:**

Radioactivité du CERN rejetée dans l'eau, vers la Suisse, en 2009.

| Origine du rejet            | Station | Quantité d'eau     | Tritium     | Bêta/gamma ( $^{22}\text{Na}$ ) | Rejeté dans:             |
|-----------------------------|---------|--------------------|-------------|---------------------------------|--------------------------|
|                             |         | $10^6 \text{ m}^3$ | GBq         | MBq                             |                          |
| Refroidissement du SPS      | PMW62   | 0.15               | 0.05        | 0.004                           | Nant d'Avril             |
| Site de Meyrin Sud-est      | PMW101  | 1.25               | 0.98        | 0.023                           | Nant d'Avril             |
| Site de Meyrin Nord-est     | PMW102  | 0.16               | 0.04        | 0.002                           | Nant d'Avril             |
| AD infiltration             | PMW104  | 0.027              | 0.13        | 0.007                           | STEP Peney <sup>2)</sup> |
| <b>Total vers la Suisse</b> |         | <b>1.60</b>        | <b>1.20</b> | <b>0.036</b>                    |                          |

<sup>2)</sup> Station d'épuration d'eau à Peney/GE.

## Contrôle des immissions

La situation géographique des sites du CERN est présentée dans la figure 1.

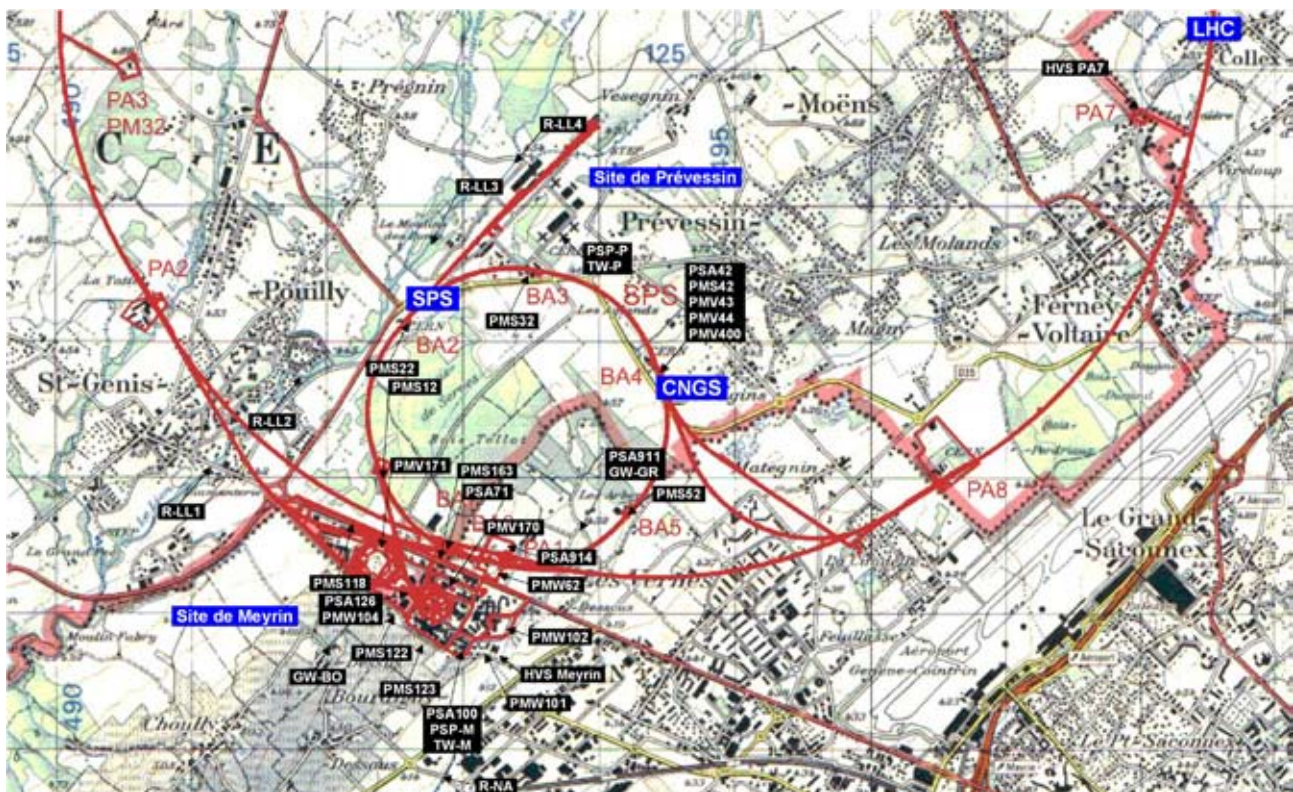
Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés. Pour leur contrôle en continu, des moniteurs de surveillance de site (PMSxx) sont installés sur les sites du CERN et dans l'environnement. Ils se composent d'une chambre à ionisation pour détecter les photons et les particules chargées (muons) et d'un rem-compteur pour mesurer les neutrons diffusés.

Pour contrôler que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisinage, la Commission de Sécurité du CERN procède à des mesures de radioactivité sur divers échantillons prélevés à l'extérieur des sites de l'Organisation. Les aérosols dans l'air ambiant sont piégés sur des filtres en fibre de verre (PSAxx). Les eaux pluviales sont collectées sur le Site de Meyrin, en Suisse (PSP-M), et sur le Site de Prévessin, en France (PSP-P). Des échantillons des eaux de rivières, des sédiments et des bryophytes dans l'eau des rivières (R-xx) ainsi que des échantillons des eaux potables (TW-x) et souterraines (GW-xx) sont annuellement

prélevés sur les sites du CERN et dans les villages autour du CERN. Enfin, le programme d'échantillonnage dans l'environnement est complété par des herbes et des produits agricoles y compris un échantillon de vin. Tous les échantillons sont ensuite analysés en laboratoire pour leur teneur en substances radioactives.

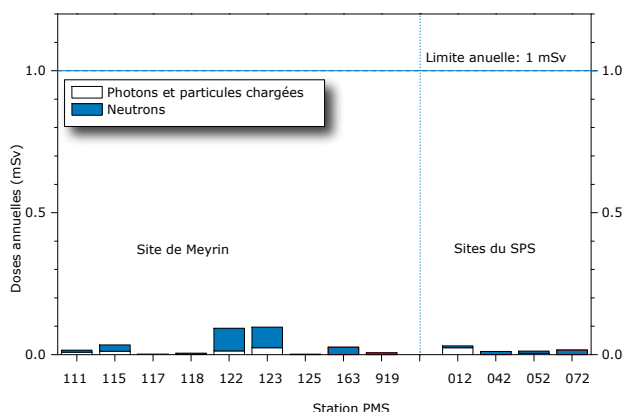
La figure 2 montre les doses nettes intégrées totales en mSv, ainsi que les contributions des rayonnements gamma et neutron à ces doses, telles qu'elles ont été mesurées par les moniteurs de rayonnements (PMS) tout autour des sites. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles effectués en 2009 par l'OFSP (voir Chapitre 8.6).

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant leur fonctionnement au niveau de certaines stations de mesure, situées le long de la clôture du site de Meyrin. Les mesures des moniteurs PMS122 et PMS123 sont influencées par la proximité des accélérateurs du complexe PS. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 10% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1 mSv/an [2]. En fait il est difficile de les distinguer des variations du bruit de fond naturel.



**Figure 1:**

Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS), de l'installation CERN neutrinos to Gran Sasso (CNCS) et du Grand collisionneur à hadrons (LHC) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des certaines stations de monitoring et des endroits d'échantillonnage.

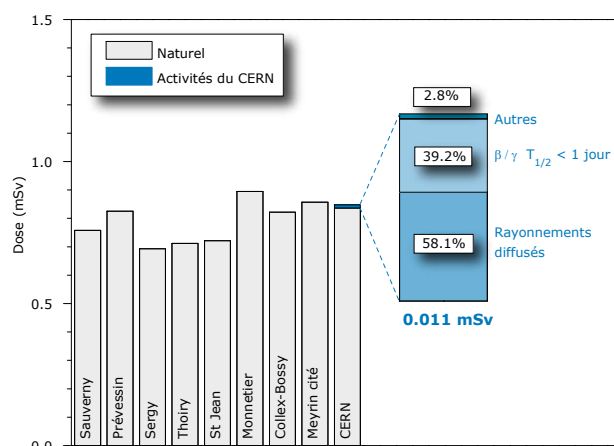


**Figure 2 :**  
Doses nettes ambiantes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2009.

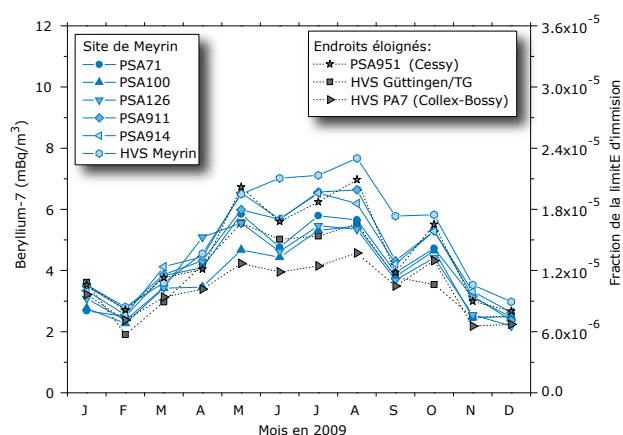
Le seul radioélément de période longue identifié dans l'air dans le cadre du programme de surveillance de routine, qui peut provenir du CERN est le  $^7\text{Be}$ . Le  $^7\text{Be}$  est un radioélément d'une très faible toxicité radiologique qui est produit en grande quantité dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement (voir tableau 1). Donc il peut servir comme indicateur des rejets atmosphériques.

Le  $^7\text{Be}$  est aussi produit naturellement dans l'atmosphère par les interactions des rayonnements cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air. Les variations de concentration en  $^7\text{Be}$  dans l'air au voisinage du site de Meyrin du CERN et aux trois endroits éloignés (PSA951 à Cessy en France, LHC PA7 à Ferney en France, près de Collex-Bossy/GE, et Göttingen/TG) sont présentées dans la figure 3. Les endroits

éloignés sont loin de toutes sources artificielles de  $^7\text{Be}$  et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel. La concentration naturelle du  $^7\text{Be}$  dans l'air subit des variations saisonnières avec un maximum pendant l'été (dynamique de l'échange d'air entre la stratosphère, où la majeure partie du  $^7\text{Be}$  naturel est produite, et la troposphère) et spatiales (remise en suspension par le vent ou par le trafic routier des aérosols déjà déposés au niveau du sol). En 2009 la contribution éventuelle du CERN aux valeurs mesurées ne dépasse pas 2 mBq/m<sup>3</sup>, soit environ 0.0006% de la limite d'immission suisse [4].



**Figure 4 :**  
Contribution à la dose annuelle due aux activités du CERN sur le site CERN de Meyrin comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité. La contribution du CERN de 0.011 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [1].



**Figure 3 :**  
Activité du  $^7\text{Be}$  dans les aérosols de 9 stations de mesure dont 6 sur le site de Meyrin du CERN ou de son voisinage en 2009. Station de mesure PSA71: Site du SPS BA-7. PSA100: Site CERN de Meyrin. PSA126: Proche du complexe PS. PSA911: Près d'une ferme de Meyrin. PSA914: Site du LHC PA1. HVS Meyrin, HVS Göttingen/TG: Échantillonneurs OFSP à haut débit sur le site CERN de Meyrin et à Göttingen/TG [3]. PSA951: Cessy, France. HVS PA7: Échantillonneur CERN à haut débit près de Collex-Bossy/GE.

Pour les autres échantillons environnementaux et les produits agricoles analysés dans le programme de routine du CERN, les concentrations du  $^7\text{Be}$  sont restées autour des valeurs naturelles normales et aucun autre radioélément provenant du CERN n'a été identifié.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe de référence qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 1% de la dose externe due aux sources naturelles (rayonnements cosmiques et terrestres) mesurée dans des communes proches du CERN. En effet, la valeur annuelle de 0.011 mSv, dont 97% sont dus aux rayonnements ionisants directs ou aux rejets des gaz de périodes courtes, qui sont surveillés en ligne, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

## Conclusions

- L'ensemble des résultats des mesures du CERN atteste que, en 2009, comme lors des années précédentes le CERN est resté bien en dessous de la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an [1].
- Les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN permettent de détecter des niveaux de radioactivité très faibles liés au fonctionnement des accélérateurs du CERN. Les résultats doivent cependant être regardés dans le contexte de leur impact radiologique sur la population avoisinante. Les activités des radioéléments attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé des petites fractions de pour cent des limites suisses.
- Pour une estimation des doses efficaces annuelles, le groupe de référence de la population vivant à proximité du site CERN de Meyrin a été identifié. Ensuite, à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radioéléments du site, les doses efficaces ont été calculées à l'aide de la Directive HSK-R-41/d [5]. Le résultat de cet exercice, présenté dans la figure 4, montre que l'impact radiologique sur le groupe de référence représente 0.011 mSv en 2009. La valeur correspondante en 2008 était de 0.007 mSv. Ces doses correspondent à environ 1% de la dose externe due aux sources naturelles.

La radioactivité de l'environnement et les doses de rayonnements au voisinage du CERN ne se distinguent pas notablement de celles enregistrées dans les stations de référence non influencées par des accélérateurs. L'impact des activités du CERN est extrêmement faible. Sa mise en évidence passe par l'exploitation de techniques de prélèvements et de mesures très sensibles, qui sont des outils de radioécologie dépassant les performances du contrôle habituel (voir Chapitre 8.6). Les contributions d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc restées en 2009 sans conséquence radiologique pour l'environnement et la population avoisinante.

## Référence

- [1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Ziele für den Schutz der Personen vor ionisierender Strahlung im Bereich von Kernkraftwerken, HSK-R-11/d (Mai 1980).
- [2] Code F Rev., Radioprotection - Manuel de radioprotection, CERN (2006).
- [3] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement : Résultats des mesures 2008 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2009).
- [4] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2007), Annexe 3.
- [5] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (1997).

## Glossaire

|               |                                                                                                                 |
|---------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>AD</b>     | Décélérateur d'antiprotons                                                                                      |
| <b>CNGS</b>   | CERN neutrinos to Gran Sasso – une source de neutrinos pour les expériences souterraines à Gran Sasso en Italie |
| <b>ISOLDE</b> | Isotope Separator On-Line Device                                                                                |
| <b>LHC</b>    | Large Hadron Collider - Grand collisionneur à hadrons                                                           |
| <b>n-TOF</b>  | neutron Time-Of-Flight, une expérience avec une source de neutrons à spallation                                 |
| <b>PS</b>     | Synchrotron à protons                                                                                           |
| <b>SPS</b>    | Super synchrotron à protons                                                                                     |



# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

Ergebnisse 2009  
Résultats 2009



### 9 Industrien und Spitäler

### 9 Industries et hôpitaux

|                                            |            |
|--------------------------------------------|------------|
| <b>9.1 Emissionen der Betriebe</b>         | <b>146</b> |
| Zusammenfassung                            | 146        |
| <b>9.2 Emissionen der Spitäler</b>         | <b>149</b> |
| Zusammenfassung                            | 149        |
| Ausgangslage                               | 149        |
| Therapeutische Anwendung von Radionukliden | 149        |
| Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser    | 149        |



## 9.1

### Emissionen der Betriebe

**F. Danini und R. Grunder**

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

#### Zusammenfassung

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

**Tabelle 1:**  
Einkauf radioaktiver Stoffe 1999 – 2009.

|                             | Iso-<br>tope      | 2009  | 2008  | 2007  | 2006  | 2005  | 2004  | 2003   | 2002  | 2001   | 2000   | 1999  | Ein-<br>heit |
|-----------------------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|--------------|
| Produktions-<br>betriebe    | <sup>3</sup> H    | 7.58  | 7.62  | 11.51 | 3.85  | 5.24  | 5.49  | 5.51   | 6.22  | 11.4   | 7.3    | 8.9   | PBq          |
|                             | <sup>14</sup> C   | 0.35  | 0     | 0.38  | 0.13  | 0.23  | 0.01  | 0.84   | 0.04  | 0.3    | 0.2    | 0.1   | TBq          |
|                             | <sup>147</sup> Pm | 15.26 | 19.66 | 13.16 | 13.19 | 40    | 0     | 32.62  | 28.11 | 19.0   | 26.1   | 21.3  | TBq          |
|                             | <sup>241</sup> Am | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0      | 3.7   | 13.0   | 3.3    | 15.2  | GBq          |
| Leuchtfarben<br>betriebe    | <sup>3</sup> H    | 0     | 0.09  | 5.28  | 10.93 | 12.98 | 24.66 | 18.78  | 37.95 | 155.0  | 253.8  | 361.8 | TBq          |
| Forschungs-<br>betriebe     | <sup>3</sup> H    | 22.8  | 8.7   | 28.4  | 23.6  | 15.2  | 19.4  | 4.3    | 15.4  | 18.1   | 9.7    | 4.9   | TBq          |
|                             | <sup>14</sup> C   | 207.3 | 171.9 | 207.6 | 295.4 | 397.9 | 343.4 | 1552.8 | 1005  | 422.7  | 566.5  | 438.1 | GBq          |
|                             | <sup>32</sup> P   | 2.1   | 7.9   | 7.3   | 9.1   | 11.3  | 20.8  | 6.4    | 28.5  | 30.2   | 45.3   | 36.3  | GBq          |
|                             | <sup>35</sup> S   | 3.5   | 5.9   | 7.9   | 10.3  | 63.2  | 51.3  | 14.9   | 15.3  | 23.6   | 25.2   | 36.2  | GBq          |
|                             | <sup>45</sup> Ca  | 0     | 0     | 0     | 0     | 0.04  | 0     | 0.06   | 0     | 0.3    | 1.2    | 1.5   | GBq          |
|                             | <sup>51</sup> Cr  | 3.8   | 3.5   | 4.1   | 5.1   | 6.7   | 6.5   | 7.9    | 7.0   | 3.4    | 7.1    | 18.6  | GBq          |
|                             | <sup>125</sup> I  | 17.5  | 1.2   | 1.1   | 1.7   | 3.2   | 23.9  | 27.2   | 18.7  | 3.4    | 22.2   | 32.9  | GBq          |
| Analytische<br>Laboratorien | <sup>125</sup> I  | 0.3   | 0.4   | 0.5   | 0.7   | 1.45  | 0.9   | 0.9    | 1.1   | 1.1    | 1.4    | 1.5   | GBq          |
|                             | <sup>3</sup> H    | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0      | 1.1   | 19.7   | 0.0    | 3.0   | MBq          |
|                             | <sup>57</sup> Co  | 0     | 0     | 0     | 0     | 3.08  | 3     | 5      | 3.4   | 3.7    | 16.1   | 17.2  | MBq          |
|                             | <sup>14</sup> C   | 0     | 96.8  | 116.2 | 133.6 | 525.4 | 703.6 | 884.4  | 882.3 | 1498.0 | 2010.0 | 861.0 | MBq          |

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

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

#### Produktionsbetriebe (Total 2 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

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

#### Leuchtfarbenbetriebe

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

#### Forschungsbetriebe (Total 45 Betriebe)

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

#### Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 17 Betriebe)

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

Im Berichtsjahr 2009 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimiten eingehalten. In Tabelle 2 sind die Jahresabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. Syngenta Crop Protection AG hat den Umgang mit radioaktiven Stoffen stark reduziert und gibt keine bewilligungspflichtigen Aktivitäten mehr an die Abluft ab. Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 83 der Strahlenschutzverordnung in einem bewilligten Ofen verbrannt wurden.

**Tabelle 2a:**

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2009 (GBq).

|                      | Abgaben an die Abluft (GBq) |                 | Abgabelimiten (GBq)      |                 |
|----------------------|-----------------------------|-----------------|--------------------------|-----------------|
|                      | $^3\text{H}$                | $^{14}\text{C}$ | $^3\text{H}$             | $^{14}\text{C}$ |
| Hoffmann-La Roche AG | 43.5 (org.)<br>15.8 (Gas)   | 2.1             | 120 (org.)<br>120 (Gas)  | 80              |
| Novartis Pharma AG   | 151.7 (org.)<br>142.3 (Gas) | 6.3             | 500 (org.)<br>4000 (Gas) | 60              |

**Tabelle 2b:**

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2009 (GBq).

|                             | Abgaben an das Abwasser (GBq) |                 | Abgabelimiten (GBq) |                 |
|-----------------------------|-------------------------------|-----------------|---------------------|-----------------|
|                             | $^3\text{H}$                  | $^{14}\text{C}$ | $^3\text{H}$        | $^{14}\text{C}$ |
| Hoffmann-La Roche AG        | 3.0                           | 0.7             | 80                  | 40              |
| Novartis Pharma AG          | 8.7                           | 4.7             | 300                 | 30              |
| Syngenta Crop Protection AG | 0                             | 0.01            | 1                   | 1               |

**Tabelle 3:**

Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2009 (GBq).

|                       | $^3\text{H}$ (GBq) | $^{14}\text{C}$ (GBq) | $^{35}\text{S}$ (GBq) |
|-----------------------|--------------------|-----------------------|-----------------------|
| Verbrennungen in Ofen | 943.7              | 203.9                 | 0.08                  |
| Bewilligungslimite    | 4000               | 450                   | 8.0                   |

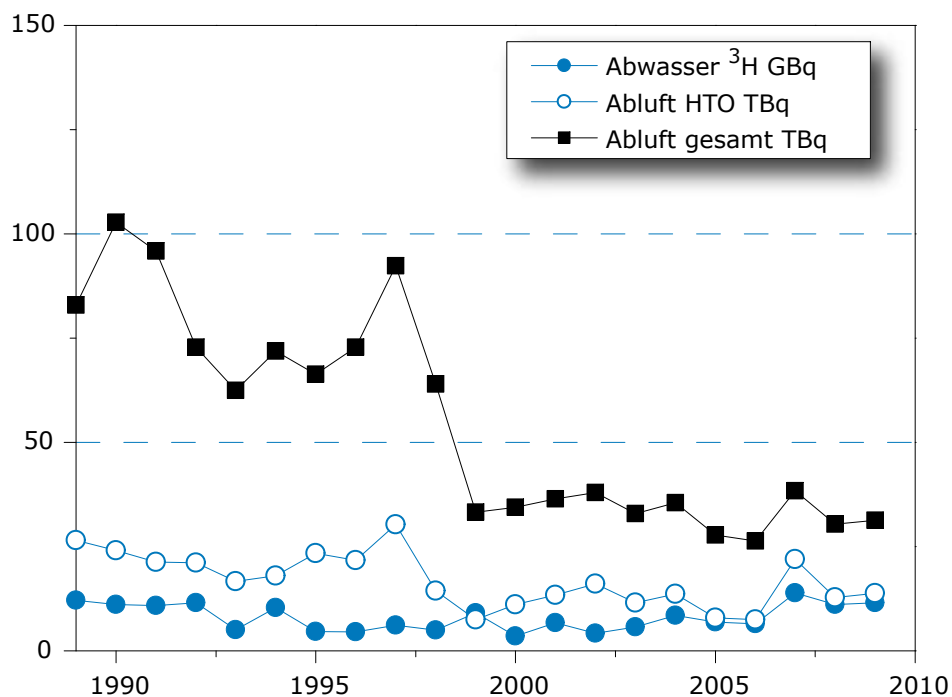
#### Bemerkungen zu den Figuren:

Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert. In Tabelle 4 sind die bewilligten Jahresabgabelimiten der beiden Produktionsbetriebe zusammengefasst.

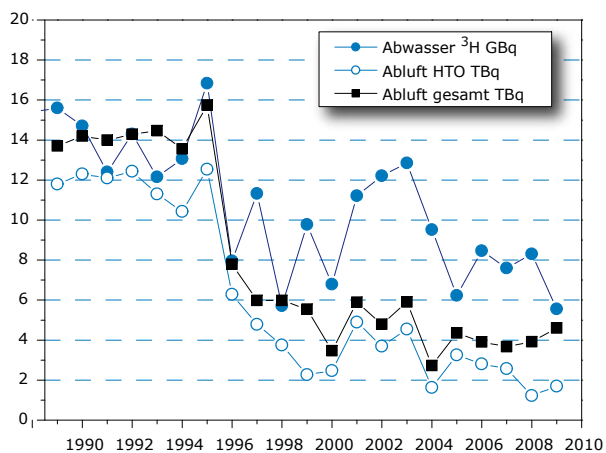
**Tabelle 4:**

Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe.

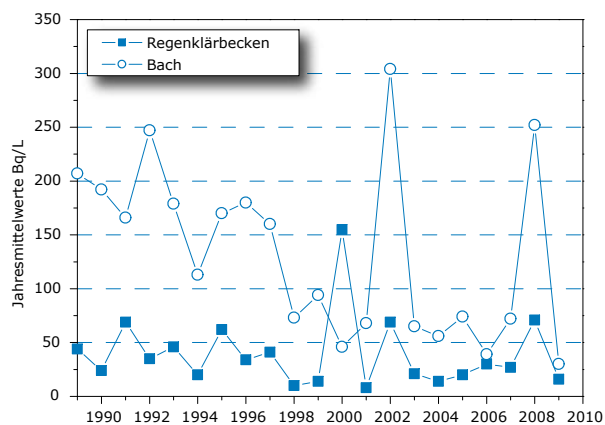
|                                   | Abwasser     | Abluft            |                    |
|-----------------------------------|--------------|-------------------|--------------------|
|                                   | $^3\text{H}$ | $^3\text{H}$ (HT) | $^3\text{H}$ (HTO) |
| MB-Microtec AG, Niederwangen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



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



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



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

## 9.2

# Emissionen der Spitäler

**R. Linder,**

Sektion Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit, 3003 BERN

### Zusammenfassung

Währendem der Verbrauch an  $^{131}\text{I}$  für die Schilddrüsen-therapie auf den Stand von 2003 gefallen ist nimmt der Verbrauch an therapeutisch verwendeten  $^{90}\text{Y}$  weiter zu. Da die Höhe der Abgaben ans Abwasser im Wesentlichen durch das langlebige  $^{131}\text{I}$  (HWZ 8.3 Tage) beeinflusst wird, nehmen diese weiter ab. Störfallbedingt ist es im Berichtsjahr zu zwei Abgaben über der bewilligten Wochenlimite gekommen. Messungen im Abwasser haben jedoch gezeigt, dass der Immissionsgrenzwert in öffentlich zugänglichen Gewässern auch nach diesen Zwischenfällen nicht überschritten wurde. Die Abgabe der zu diagnostischen Zwecken verwendeter Radionuklide ans Abwasser unterliegt keiner Kontrolle, da die Immissionsgrenzwerte für diese kurzlebigen Radionuklide voraussichtlich nicht überschritten werden können.

### Ausgangslage

Spitäler und Institute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren haben die Verpflichtung, den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die Abgabemenge an die Umw. Therapeutische Anwendung von Radionukliden

### Therapeutische Anwendung von Radionukliden

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

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

### Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

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

**Tabelle 1:**

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2009 in GBq.

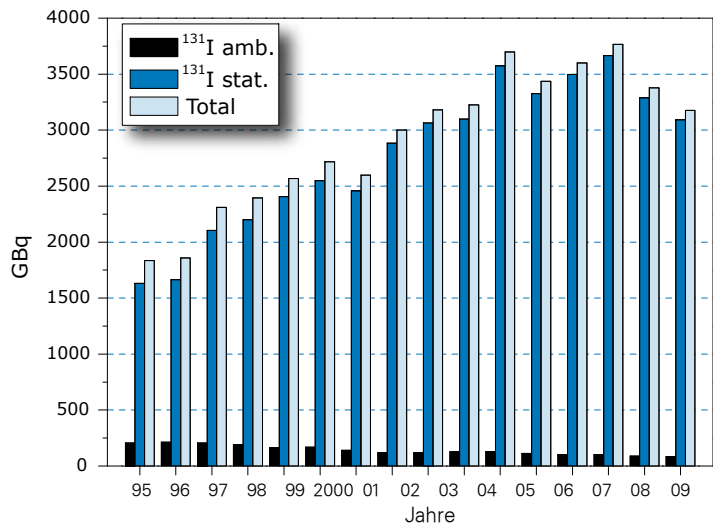
| Ort                   | Spital                  | <sup>131</sup> I<br>amb. | <sup>131</sup> I stat. | <sup>89</sup> Sr | <sup>32</sup> P | <sup>186</sup> Re | <sup>169</sup> Er | <sup>90</sup> Y | <sup>153</sup> Sm | <sup>177</sup> Lu |
|-----------------------|-------------------------|--------------------------|------------------------|------------------|-----------------|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|
| Aarau                 | Kantonsspital           | 1.19                     |                        |                  |                 | 0.07              |                   | 10.92           |                   |                   |
| Baden                 | Kantonsspital           | 0.59                     | 184.9                  |                  |                 | 1.42              |                   | 0.19            | 24.80             |                   |
| Basel                 | Claraspital             | 3.58                     |                        |                  |                 |                   |                   |                 | 2.00              |                   |
| Basel                 | Kantonsspital           | 0.22                     | 280.0                  |                  |                 | 3.03              | 0.03              | 2488.16         |                   | 1361.02           |
| Bellinzona            | Ospedale Regio-<br>nale | 7.80                     | 191.53                 |                  |                 | 9.94              | 0.04              | 3.56            |                   |                   |
| Bern                  | Insel                   |                          | 487.50                 |                  |                 | 0.29              | 0.14              | 23.24           | 4.00              |                   |
| Biel                  | Klinik Linde            | 6.48                     |                        |                  |                 |                   |                   | 0.19            |                   |                   |
| Chur                  | Kantonsspital           | 2.13                     | 103.37                 |                  |                 | 2.90              |                   | 2.33            |                   |                   |
| Frauenfeld            | Kantonsspital           | 0.10                     |                        | 0.15             | 0.19            |                   |                   | 0.56            |                   |                   |
| Freiburg              | Hopital Cantonal        | 1.40                     | 160.35                 | 0.15             |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| Genf                  | Hopital Cantonal        | 9.40                     | 262.28                 |                  |                 |                   | 0.15              | 0.59            |                   |                   |
| Genf                  | Beaulieu                | 0.74                     |                        | 0.89             |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| La CDF                | Hôpital                 | 6.34                     |                        |                  |                 | 0.15              | 0.07              | 1.15            | 2.50              |                   |
| Lausanne              | Dr. Rosselet            | 5.00                     |                        |                  |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| Lausanne              | Clinique la Source      | 0.69                     |                        |                  |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| Genolier              | Clinique Genolier       | 1.11                     |                        |                  |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| Lausanne              | CHUV                    | 0.36                     | 273.66                 | 0.89             | 0.48            | 0.37              |                   | 16.10           | 10.00             |                   |
| Liestal               | Kantonsspital           |                          |                        |                  |                 |                   |                   | 0.37            |                   |                   |
| Lugano                | Civico                  | 10.20                    |                        |                  |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| Liestal               | Kantonsspital           |                          |                        |                  |                 |                   |                   | 0.37            |                   |                   |
| Luzern                | Kantonsspital           |                          |                        |                  |                 |                   |                   | 3.26            |                   |                   |
| Luzern                | St. Anna                | 3.85                     |                        |                  | 0.37            |                   |                   | 0.74            |                   |                   |
| Münsterlingen         | Kantonsspital           | 1.75                     | 103.35                 |                  |                 | 0.11              | 0.04              | 1.85            | 8.80              |                   |
| Schaffhausen          | Kantonsspital           |                          |                        |                  |                 | 0.30              |                   | 0.93            |                   |                   |
| Sion                  | Hopital Cantonal        | 2.04                     | 99.05                  |                  |                 | 1.42              |                   |                 |                   |                   |
| Solothurn             | Bürgerspital            | 0.43                     | 29.80                  |                  |                 |                   |                   | 0.93            |                   |                   |
| St. Gallen            | Kantonsspital           |                          | 315.93                 |                  |                 | 0.34              | 0.10              | 5.82            |                   |                   |
| Winterthur            | Kantonsspital           | 4.25                     | 144.64                 |                  |                 |                   |                   | 1.02            | 15.30             |                   |
| Zürich                | USZ                     | 2.07                     | 283.52                 |                  | 0.19            | 7.12              | 0.81              | 15.32           |                   |                   |
| Zürich                | Triemli                 | 5.59                     | 173.23                 |                  |                 | 0.12              | 0.04              | 4.89            | 10.36             |                   |
| Zürich                | Waid                    | 2.83                     |                        |                  |                 |                   |                   | 0.38            | 9.73              |                   |
| Zürich                | Dr. Binz                | 1.60                     |                        |                  |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| Zürich                | Klinik Hirslanden       |                          |                        |                  |                 | 0.12              |                   | 0.37            | 11.20             |                   |
| Sion                  | CIV                     |                          |                        |                  |                 |                   |                   | 0.33            |                   |                   |
| Vevey                 | Hôpital Riviera         |                          |                        | 0.15             |                 |                   |                   |                 |                   |                   |
| Zollikerberg          | Schidrüsenpraxis        | 1.30                     |                        |                  |                 |                   |                   | 0.33            |                   |                   |
| <b>Schweiz gesamt</b> |                         | <b>83.02</b>             | <b>3093.11</b>         | <b>2.22</b>      | <b>1.22</b>     | <b>27.69</b>      | <b>1.42</b>       | <b>2583.53</b>  | <b>98.72</b>      | <b>1361.02</b>    |

**Tabelle 2:**Abgabe von  $^{131}\text{I}$  aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2009 in MBq.

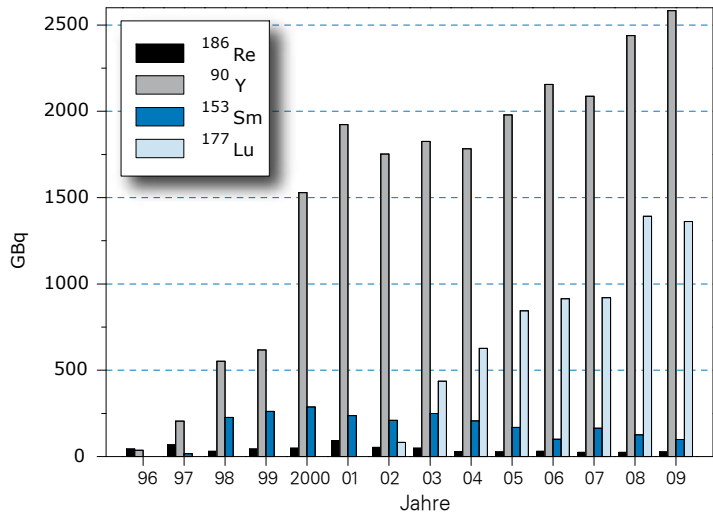
| Ort        | Baden | Basel            | Bellinzona        | Bern  | Chur | Fribourg | Genf | Lausanne |
|------------|-------|------------------|-------------------|-------|------|----------|------|----------|
| Spital     | KS    | KS <sup>1)</sup> | Osp. Re-<br>gion. | Insel | KS   | HC       | HUG  | CHUV     |
| Jan.       | 0     | 227              | 3                 | 281   | 0    | 2        | 0    | 0        |
| Feb.       | 0     | 196              | 1                 | 156   | 6    | 0        | 0    | 21       |
| März       | 0     | 250              | 0                 | 160   | 0    | 0        | 0    | 53       |
| April      | 0     | 216              | 0                 | 208   | 2    | 6        | 0    | 18       |
| Mai        | 0     | 287              | 2                 | 93    | 3    | 0        | 0    | 16       |
| Juni       | 0     | 282              | 0                 | 141   | 0    | 4        | 0    | 16       |
| Juli       | 0     | 263              | 0                 | 146   | 10   | 0        | 0    | 25       |
| Aug.       | 0     | 230              | 0                 | 135   | 3    | 2        | 0    | 27       |
| Sept.      | 0     | 423              | 0                 | 232   | 1    | 0        | 0    | 52       |
| Okt.       | 0     | 181              | 0                 | 239   | 35   | 20       | 0    | 18       |
| Nov        | 0     | 266              | 0                 | 46    | 31   | 3        | 0    | 14       |
| Dez.       | 0     | 220              | 0                 | 130   | 616  | 13       | 0    | 20       |
| Total 2009 | 0     | 3041             | 7                 | 1967  | 706  | 50       | 0    | 280      |
| Total 2008 | 0     | 3437             | 279               | 3762  | 60   | 11       | 10   | 13       |
| Total 2007 | 264   | 2925             | 36                | 2791  | 70   | 37       | 1261 | 73       |

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

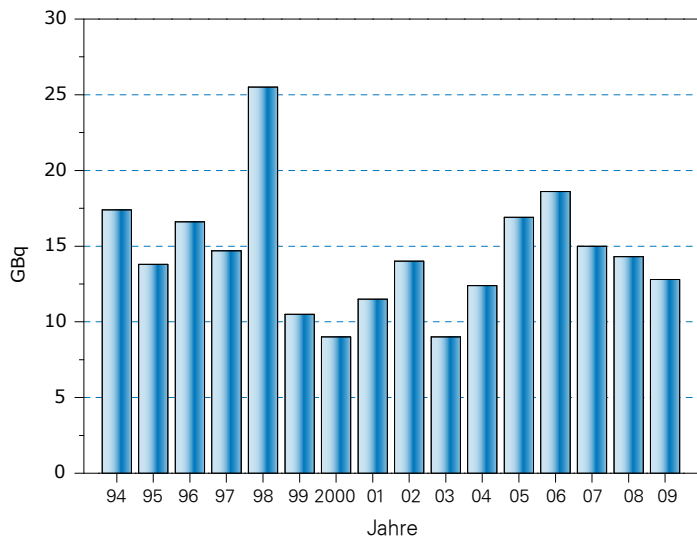
| Ort        | Münsterlingen | Sion | Solothurn    | St.Gallen | Winterthur | Zürich | Zürich  | Total    |
|------------|---------------|------|--------------|-----------|------------|--------|---------|----------|
| Spital     | KS            | HC   | Bürgerspital | KS        | KS         | USZ    | Triemli | GBq/Jahr |
| Jan.       | 0             | 0    | 0            | 27        | 1          | 148    | 371     |          |
| Feb.       | 0             | 4    | 10           | 64        | 1          | 31     | 0       |          |
| März       | 0             | 8    | 0            | 94        | 1          | 136    | 335     |          |
| April      | 0             | 5    | 0            | 0         | 0          | 275    | 48      |          |
| Mai        | 0             | 0    | 0            | 8         | 0          | 138    | 159     |          |
| Juni       | 0             | 4    | 0            | 61        | 1250       | 142    | 161     |          |
| Juli       | 0             | 0    | 3            | 56        | 0          | 0      | 411     |          |
| Aug.       | 0             | 5    | 3            | 135       | 0          | 141    | 450     |          |
| Sept.      | 0             | 5    | 0            | 24        | 23         | 254    | 152     |          |
| Okt.       | 0             | 5    | 0            | 8         | 1          | 281    | 176     |          |
| Nov        | 0             | 7    | 2            | 6         | 0          | 248    | 127     |          |
| Dez.       | 51            | 0    | 5            | 1         | 0          | 151    | 489     |          |
| Total 2009 | 51            | 43   | 22           | 484       | 1277       | 1945   | 2879    | 12.8     |
| Total 2008 | 0             | 12   | 63           | 1026      | 4          | 2935   | 1521    | 14.3     |
| Total 2007 | 24            | 12   | 31           | 2873      | 24         | 2797   | 1758    | 15.0     |



**Figur 1:**  
Applikation von  $^{131}\text{I}$  zu therapeutischen Zwecken 1994-2009 in GBq.



**Figur 2:**  
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq.



**Figur 3:**  
Abgabe von  $^{131}\text{I}$  ins Abwasser 1994-2009 in GBq.

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

### Ergebnisse 2009 Résultats 2009



## 10 Radon

|                                                                                                                              |            |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>10.1 Radon</b>                                                                                                            | <b>154</b> |
| Einführung                                                                                                                   | 154        |
| Messungen und Kartierung                                                                                                     | 155        |
| Bauliche Vorschriften                                                                                                        | 156        |
| Sanierungsprogramme                                                                                                          | 156        |
| Ausbildung                                                                                                                   | 157        |
| Kommunikation                                                                                                                | 157        |
| Schlussfolgerungen                                                                                                           | 158        |
| <b>10.2 Radon</b>                                                                                                            | <b>159</b> |
| Introduction                                                                                                                 | 159        |
| Mesures et cartographie                                                                                                      | 160        |
| Prescription de construction                                                                                                 | 161        |
| Programmes d'assainissement                                                                                                  | 161        |
| Formation                                                                                                                    | 162        |
| Communication                                                                                                                | 162        |
| Conclusion                                                                                                                   | 162        |
| <b>10.3 Begründung für die Erhöhung der mittleren Dosis im Zusammenhang mit der Radonbelastung der Schweizer Bevölkerung</b> | <b>163</b> |
| <b>10.4 Justification de l'augmentation de la dose moyenne associée à l'exposition de la population suisse au radon</b>      | <b>165</b> |



## 10.1 Radon

**Christophe Murith, Diana Diessa, Martha Gruson**

Radiologische Risiken, Abteilung Strahlenschutz, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

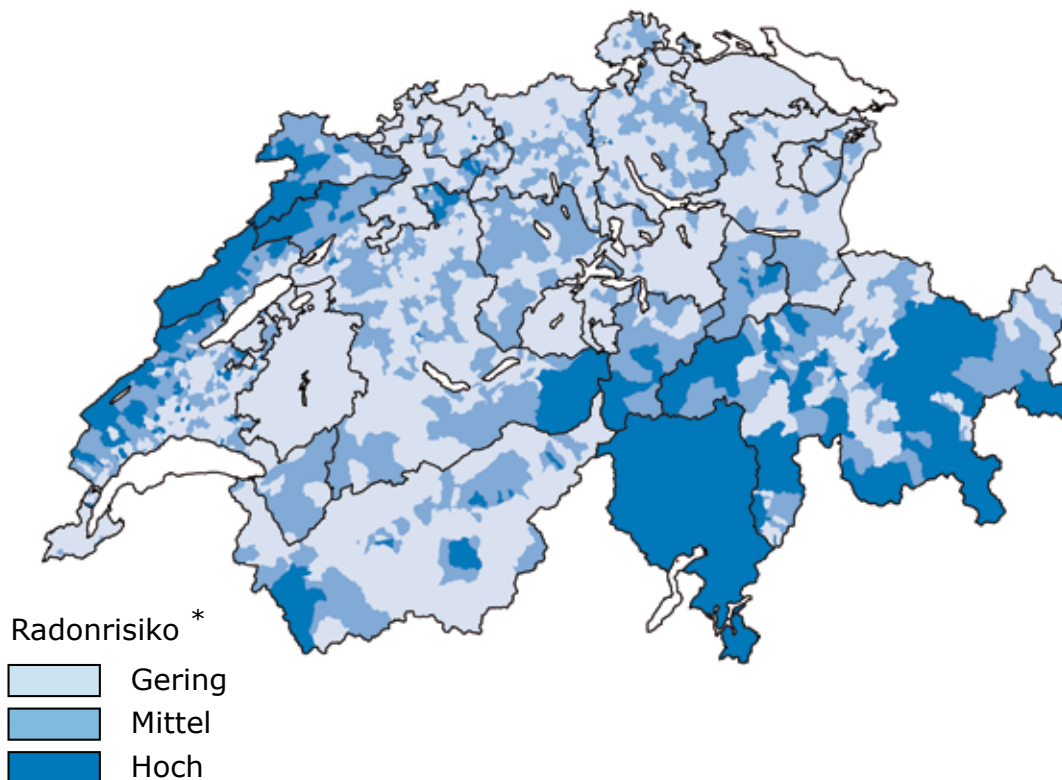
### Einführung

Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) hat neue Richtlinien im Zusammenhang mit der Radonbelastung in Wohnräumen publiziert (WHO Handbook on Indoor Radon, 2009), wobei ein Referenzwert von  $100 \text{ Bq/m}^3$  empfohlen wird, was einem Zehntel des in der Schweiz geltenden Grenzwerts entspricht. Damit soll das Risiko, wonach durch die Radonbelastung in Wohn- und Aufenthaltsräumen Lungenkrebs ausgelöst wird, auf ein Minimum beschränkt werden. Wenn dieser Referenzwert nicht erreicht werden kann, sollte die Belastung zumindest  $300 \text{ Bq/m}^3$  nicht überschreiten, was gemäss einem neuen Bericht der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) etwa  $10 \text{ mSv}$  pro Jahr entspricht (ICRP-Bericht 2009 : [www.icrp.org/icrp\\_radon.asp](http://www.icrp.org/icrp_radon.asp)). Die ICRP bestätigt somit eine Risikozunahme um rund einen Faktor 2. Zudem sind dosimeterische Berechnungen im Gange, um die interne Exposition, die auf die Radoninhalation zurückzuführen ist, nach derselben Methodologie wie die anderen Radionuklide genauer zu ermitteln. Wenn man von einer Verdoppelung des Risikos ausgeht, steigt die durchschnittliche «Radondosis» für die Schweizer Bevölkerung von  $1.6 \text{ mSv}$  auf etwa  $3.2 \text{ mSv}$  pro Jahr. Die genaue Berechnung mittels des neuen Faktors der ICRP für die Exposition in Wohn- und Arbeitsräumen wird in Kapitel 10.3 dargelegt.

Der Referenzwert von  $300 \text{ Bq/m}^3$  ist ausserdem im Endprojekt der Basic Safety Standards (BSS) der Europäischen Union enthalten.

In jüngerer Zeit wurden zahlreiche Studien zur Schätzung des Lungenkrebsrisikos bei einer langfristigen Radonbelastung in Wohnräumen durchgeführt. Die Referenzstudie (Darby et al., 2006) fasst die Ergebnisse von 13 europäischen Untersuchungen zusammen. Daraus geht hervor, dass das Risiko der Radonbelastung in Wohnräumen grösser ist, als es die Hochrechnungen der Risiken von Bergarbeitern in Uranminen vermuten liessen. Die Mehrzahl der mit Radon in Verbindung gebrachten Lungenkrebsfälle trat in Regionen mit geringem oder mittlerem Risiko auf, die viel dichter besiedelt sind als Regionen mit hohem Risiko. Damit ist die Radonproblematik in der Schweiz nicht mehr wie bisher nur auf Regionen mit hohem Risiko beschränkt, sondern ist ein Gesundheitsproblem, das die ganze Schweiz betrifft.

Das BAG wird auf der Grundlage der neuen internationalen Richtlinien einen Aktionsplan zur Strategie für die kommenden zehn Jahre ausarbeiten und diesen dem Bundesrat im Jahr 2010 vorlegen. Die Einführung der neuen Referenzwerte der WHO ( $100$  und  $300 \text{ Bq/m}^3$ ) in der Schweiz ist insbesondere im Hinblick auf die europäische und internationale Harmonisierung eines der zentralen Themen, die diskutiert werden müssen. Die gegenwärtig geltenden, in der Strahlenschutzverordnung (StSV) festgelegten Grenz- und Richtwerte betragen für Radongaskonzentrationen in Wohn- und Aufenthaltsräumen  $1'000 \text{ Bq/m}^3$  bzw.  $400 \text{ Bq/m}^3$  bei Neu- und Umbauten sowie Sanierungen.

**Figur 1:**

Radonkarte der Schweiz (Wohn- und Aufenthaltsräume), Stand: Februar 2010, Quelle: GG25 © Swisstopo

\*Bemerkung: in einigen Gemeinden wird das Radonrisiko aufgrund ungenügender Messungen geschätzt (siehe «Suchmaschine nach Gemeinde» unter [www.ch-radon.ch](http://www.ch-radon.ch)).

## Messungen und Kartierung

Um die Radonbelastung in Wohn- und Aufenthaltsräumen sowie in Arbeitsbereichen zu kennen, müssen die Kantone eine genügende Anzahl von Messungen der Radonkonzentration in ihrem Gebiet durchführen (Art. 115 StSV). Diese Messungen dienen dazu, ein Kataster zu erstellen, dessen Daten zugänglich gemacht und aktualisiert werden sollen.

Die Karte zum Radonrisiko in der Schweiz wurde im September 2004 fertig gestellt. Die Beteiligung der Gemeinden und Kantone war bei der Klassifizierung entscheidend. Das mit den Kantonen abgesprochene Vorgehen bestand in der Messung von mindestens 20 Häusern pro Gemeinde nach bestimmten Auswahlkriterien (eher ältere Einfamilienhäuser mit Naturkeller).

Die Karte ist nach den Mittelwerten ( $\mu$ ) der Radonkonzentrationen, die auf Gemeindeebene gemessen wurden, in drei Zonen eingeteilt:

- Regionen mit hohem Risiko:  
 $\mu > 200 \text{ Bq/m}^3$
- Regionen mit mittlerem Risiko:  
 $100 \text{ Bq/m}^3 < \mu < 200 \text{ Bq/m}^3$
- Regionen mit geringem Risiko:  
 $\mu < 100 \text{ Bq/m}^3$

In einem zweiten Schritt werden gründliche Messkampagnen mit einer Abdeckrate, die dem ermittelten Radonrisiko entspricht, organisiert. Dabei sollten sich die Messungen auf potenziell besonders betroffene Arten von Bauten konzentrieren, damit möglichst viele Grenzwertüberschreitungen gefunden und schnell geeignete Massnahmen zum Schutz der Gesundheit der Personen, die diese Gebäude bewohnen, getroffen werden können.

Im Winter 2009/2010 wurden insbesondere in den Kantonen Aargau, Basel-Stadt, Bern, Glarus, Neuenburg, Nidwalden, Schwyz, Tessin und Wallis Radon-Messkampagnen durchgeführt. Figur 1 gibt die aktuelle Radonkarte wieder. Sie beruht auf fast

110'000 gemessenen Gebäuden, von denen 2'500 eine Überschreitung des Grenzwerts von 1000 Bq/m<sup>3</sup> aufzeigen. Auf der Karte sind die am stärksten von der Radonproblematik betroffenen Regionen ersichtlich (Tessin, Graubünden und Juragebiet). Aufgrund der Strategie, in erster Linie Fälle mit Grenzwertüberschreitungen zu finden, um die Risiken für die einzelnen betroffenen Personen zu beschränken, ist die Verteilung der Messungen über die Schweiz ziemlich inhomogen. Es liegen für bestimmte Regionen noch zu wenig Daten vor, um das Radonrisiko sicher zuweisen zu können. Das BAG ermuntert die Kantone jedes Jahr, die als ungenügend erachteten Kataster zu vervollständigen, damit diese Lücken geschlossen werden können.

Die Qualität der Messungen wird durch das BAG sichergestellt. Dieses ist zuständig für die Anerkennung und Überwachung der Messstellen gemäss den technischen Anforderungen und den Verfahren für die Qualitätssicherung, die vom Eidgenössischen Justiz- und Polizeidepartement festgelegt werden (Art. 112 StSV). In der zentralen Radondatenbank (Art. 118a StSV) können Gebäude, bei denen Messungen vorgenommen wurden, sowie Sanierungsdaten erfasst werden. Dieses Werkzeug ist für die Ausrichtung der Mess- und Sanierungsstrategien sowie zur Evaluation der Wirksamkeit laufender Programme unerlässlich.

## Bauliche Vorschriften

Die Kantone haben dabei die Pflicht, Neu- und Umbauten stichprobenweise zu kontrollieren (Art. 114 StSV). Diese Massnahmen bezwecken einerseits, dass keine neuen Fälle von Grenzwertüberschreitungen entstehen, und andererseits, dass durch die baulichen Vorschriften der Kantone die Radongaskonzentration auch den Richtwert von 400 Bq/m<sup>3</sup> nicht überschreitet.

In der Praxis wird der Radonproblematik in den kantonalen Bauvorschriften oder in den Bewilligungsverfahren für Baugesuche noch keineswegs konsequent Rechnung getragen. Die Zahl der von den Kantonen seit 1994 bei Neubauten stichprobenartig durchgeführten Kontrollen ist immer noch klein. Bei fast 7000 gemessenen neuen Gebäuden wurden mehr als 80 Fälle von Überschreitungen des Grenzwerts von 1000 Bq/m<sup>3</sup> festgestellt, namentlich in den Kantonen Tessin, Graubünden und Wallis.

Bei Bauten nach dem Baustandard MINERGIE-ECO®, für die ein Grenzwert von 100 Bq/m<sup>3</sup> gilt, nimmt das BAG systematisch Kontrollen vor. Die ersten Messungen bei fast 80 Gebäuden bestäti-

gen, dass dieser Baustandard den oben erwähnten Anforderungen entspricht. Die Verbreitung des Standards im privaten Bereich sollte aufmerksam verfolgt werden. Im Übrigen werden gegenwärtig Anstrengungen unternommen, um der Radonproblematik in den Normen des Schweizerischen Ingenieur- und Architektenvereins (SIA) verstärkt Rechnung zu tragen.

## Sanierungsprogramme

Ziel des Sanierungsprogramms ist es, alle Wohn- und Aufenthaltsräume zu finden, bei denen der Grenzwert überschritten wird, und diese bis 2014 zu sanieren, wobei einfach durchzuführende und kostengünstige Lösungen zur Senkung der Radongaskonzentration unter den Richtwert entwickelt werden sollen. Die Kantone legen die Prioritäten der Sanierungen je nach Dringlichkeit der Fälle und nach wirtschaftlichen Aspekten fest (Art. 116 StSV). Im Falle von vermieteten Räumen sind die von Betroffenen geforderten Sanierungsarbeiten innerhalb einer Frist von 3 Jahren zu Lasten des Eigentümers durchzuführen (Art. 113 StSV).

Seit 1987 wurden fast 300 Pilotsanierungsprojekte zur Entwicklung und zum Testen von Methoden zur Senkung der Radonkonzentration in bestehenden Gebäuden und zur längerfristigen Evaluation der Sanierungen durchgeführt. Mithilfe dieser Studien konnten Erfahrungen zur Wirksamkeit verschiedener Methoden im Verhältnis zu den von ihnen verursachten Kosten gesammelt werden. Die Methoden bestehen hauptsächlich darin, die Eintrittspunkte des Radons abzudichten und die Druckunterschiede der Wohnraumluft gegenüber dem Gelände umzukehren, indem mit verschiedenen Techniken im Boden ein Unterdruck erzeugt wird. Oft werden durch die Kombination mehrerer Methoden die besten Ergebnisse erzielt. Die für die Umsetzung der Sanierung erforderlichen Investitionen werden auf einige tausend Franken geschätzt.

Ausserdem verwaltet das BAG eine weltweite Erhebung der Sanierungsmethoden im Internet, welche mithilfe von Fallstudien in verschiedenen Ländern die Methoden zur Senkung der Radonkonzentration umfassend illustrieren ([www.worldradonsolutions.info](http://www.worldradonsolutions.info)). Im Rahmen der Sanierungsprogramme wurden bis heute fast 2'500 Überschreitungen des Grenzwerts in die schweizerische Radondatenbank aufgenommen.

## Ausbildung

Im Tätigkeitsbereich «Ausbildung» sollen die technischen Grundlagen für eine strukturierte Integration der Radonproblematik in die Ausbildungszyklen der Bauberufe bereitgestellt werden. Gegenwärtig werden die Kontakte mit den Ausbildungszentren (EIF, ETHL, ETHZ, SUPSI und USI) und dem SIA vertieft.

Das BAG hat im Januar 2000 das Radonhandbuch Schweiz veröffentlicht. Es handelt sich dabei um einen technischen Ordner, der sich in erster Linie an Architekten und Baufachleute richtet und verschiedene Methoden zur Reduktion der Radonkonzentration vorstellt. Auf der Grundlage dieses Instruments wurden in den drei Sprachregionen Weiterbildungskurse organisiert:

- Westschweiz: Fachhochschulen in Saint-Imier (2007) und Neuenburg (2008); ETHL (2009)
- Deutschschweiz: HTW Chur (2006 und 2008); Hochschule Luzern (2009)
- Tessin: SUPSI (2006 und 2007)

Auf diese Weise konnten in den drei Sprachregionen fast 170 Radonsachverständige ausgebildet werden. Die Listen mit diesen Fachpersonen stehen auf den Webseiten des BAG, der Kantone und der betreffenden Ausbildungszentren zur Verfügung.

## Kommunikation

Der mit der Gesetzgebung angestrebte Anreiz bildet die Grundlage für ein Informations- und Kommunikationskonzept des BAG zur Sensibilisierung der Bevölkerung und der verschiedenen betroffenen Akteure.

Auf der Webseite [www.ch-radon.ch](http://www.ch-radon.ch) sind regelmässig aktualisierte allgemeine Informationen verfügbar. Mit der «Suchmaschine», die zu den meistbesuchten Seiten gehört, lässt sich das Radonrisiko jeder Gemeinde in der Schweiz ermitteln.

Folgende Broschüren, die im Internet zur Verfügung stehen, wurden an interessierte Kreise weitergegeben:

- Radon: Informationen zu einem strahlenden Thema
- Rechtliche Informationen für Immobilien- und Baufachleute
- Informationen für Bauherren zu radonsicherem Bauen und Sanieren

Der jährliche Informationstag über Radon ist eine wichtige Plattform für den Austausch zwischen den Kantonen, dem BAG und entsprechenden ausländischen Stellen über neue strategische Ausrichtungen, das Fortschreiten des Programms und angetroffene Schwierigkeiten oder für die Präsentation schweizerischer und internationaler Projekte. Um die gegenseitige Information über technische Aspekte der Messung und Sanierung zu fördern, initiierte das BAG ein jährliches Treffen (DACH) mit mehreren europäischen Ländern (Deutschland, Österreich, Frankreich, Belgien, Italien und Luxemburg).

In zwei Erhebungen wurde 1995 und 2008 der Kenntnisstand der breiten Öffentlichkeit über Radon ermittelt. Die neuere Untersuchung hat gezeigt, dass 40% der Gesamtbevölkerung schon einmal etwas von Radon gehört haben, während dieser Anteil in Regionen mit hohem Risiko fast 70% beträgt. Daraus lässt sich die Wirksamkeit der Informationskampagnen ersehen, die in diesen Regionen durchgeführt wurden. Die genauen Ergebnisse dieser Studie wurden in der ersten Nummer 2010 der Zeitschrift «Société française de radioprotection (SFRP)» publiziert.

## Schlussfolgerungen

Epidemiologische Studien stützen die wissenschaftliche Hypothese, dass ein linearer Zusammenhang zwischen Radonexposition und Lungenkrebsrisiko besteht. Dies bedeutet, dass jede auch noch so geringe Radonbelastung mit einem erhöhten Risiko für eine Erkrankung an Lungenkrebs einhergeht, wobei das Risiko pro 100 Bq/m<sup>3</sup> um etwa 16% zunimmt. Lungenkrebs ist bei Männern die häufigste Krebserkrankung mit tödlichem Ausgang und auch bei Frauen für eine steigende Zahl von Todesfällen verantwortlich. In der Schweiz sind jedes Jahr 3'600 Personen betroffen. Fast 40 Prozent der Bronchialkarzinome werden bei Personen unter 65 Jahren diagnostiziert. Trotz der grossen medizinischen Fortschritte ist die Behandlung dieser Tumore noch immer schwierig. Insgesamt liegt die Überlebensrate bei diesem Krebs nach fünf Jahren bei nur knapp über 10%. Bei den Ursachen für Lungenkrebs steht Radon zwar hinter dem Rauchen; diese Gefahrenquelle betrifft jedoch die ganze Bevölkerung, und das Risiko wird bei Rauchern durch Radon zusätzlich erhöht. In der Schweiz fordert Radon jährlich fast ebenso viele Todesfälle wie der Strassenverkehr (zwischen 200 und 300 Opfer).

Dieses Risiko kann erheblich gesenkt werden. Wichtige Schritte in diese Richtung sind insbesondere die Wahrnehmung des Risikos in der Bevölkerung und die Berücksichtigung der Problematik in den Ausbildungen der Bauberufe. Die neuen WHO-Empfehlungen bedeuten für die Schweiz, dass von einem Ansatz, der in erster Linie vom individuellen Risiko ausgeht, zu einer Strategie übergegangen wird, die eher das kollektive Risiko ins Zentrum stellt. Es geht im Wesentlichen darum, die in Regionen mit hohem Risiko entwickelten Massnahmen auf die gesamtschweizerische Ebene zu übertragen, um im gesamten Gebiet eine Sensibilisierung gegenüber der Problematik zu erreichen und, wo erforderlich, eine Strategie umzusetzen, mit der das mit Radon verbundene Risiko schrittweise und effizient vermindert werden kann. Das gesamte Vorgehen und die zu treffenden Massnahmen werden in einem Aktionsplan festgehalten, der dem Bundesrat 2010 vorgelegt werden soll.

## 10.2 Radon

**Christophe Murith, Diana Diessa, Martha Gruson**

Risques radiologiques, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

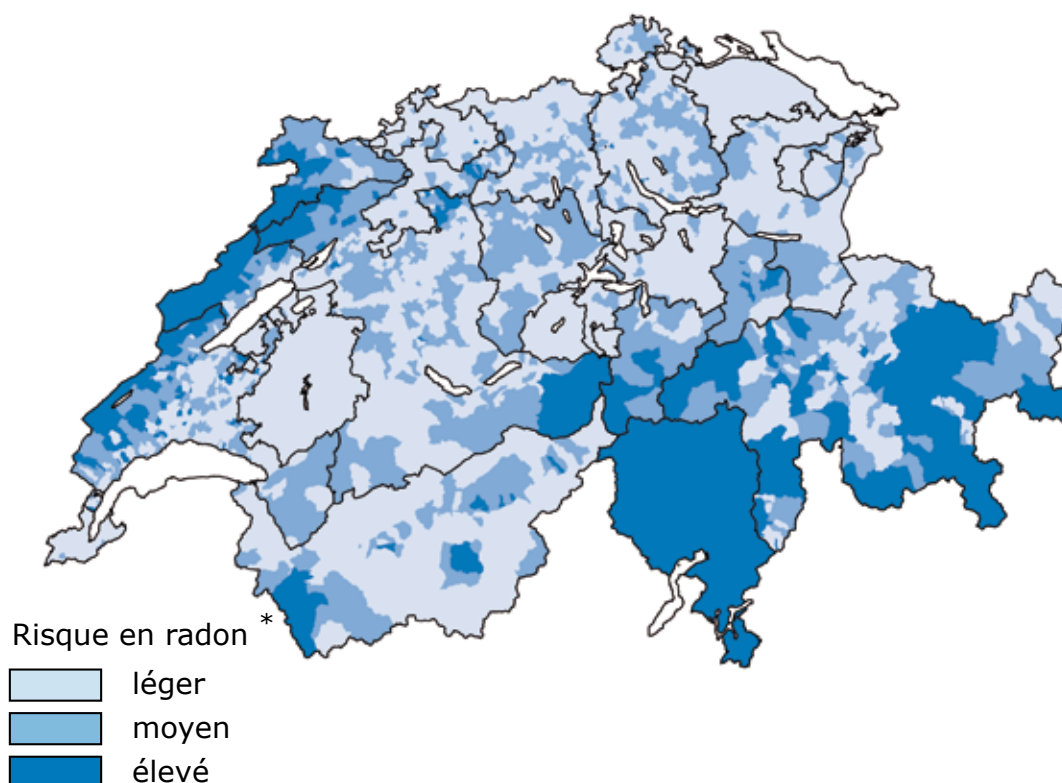
### Introduction

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a publié de nouvelles directives en matière de radon dans les habitations (WHO-Handbook on indoor radon, 2009), dans lesquelles elle recommande un niveau de référence de 100 Bq/m<sup>3</sup>, soit 10 fois moins que la valeur limite suisse, afin de réduire à un minimum le risque de développer un cancer du poumon associé à l'exposition au radon dans les locaux d'habitation et de séjour. Si ce niveau de référence ne peut être atteint, il ne devrait cependant pas excéder 300 Bq/m<sup>3</sup>, ce qui représente environ 10 mSv par an, selon un rapport récent de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), qui confirme une augmentation du risque de l'ordre d'un facteur 2 (Rapport de la CIPR 2009: [www.icrp.org/icrp\\_radon.asp](http://www.icrp.org/icrp_radon.asp)). Des calculs dosimétriques sont par ailleurs en cours pour préciser l'exposition interne due à l'inhalation du radon selon la même méthodologie que les autres radionucléides. En admettant un doublement du risque, la contribution annuelle du radon passe d'environ 1.6 mSv/an à une valeur estimée de 3.2 mSv/an. Le calcul précis avec le nouveau facteur de la CIPR appliqué à l'exposition domestique et sur les lieux de travail est détaillé dans le chapitre 10.4.

Le niveau de référence de 300 Bq/m<sup>3</sup> est par ailleurs repris dans le projet final des Basic Safety Standards (BSS) de l'Union européenne.

De nombreuses études ont été menées récemment sur l'estimation du risque de cancer du poumon associé à l'exposition prolongée au radon dans l'habitat. L'étude de référence (Darby et al., 2006) compile les résultats de 13 analyses européennes. Il en ressort que ce risque dans les habitations est plus sérieux que ne le laissait prévoir l'extrapolation du risque observé chez les mineurs d'uranium. La majorité des cas de cancer du poumon liés au radon apparaissent dans les régions à risque léger et moyen, plus fortement peuplées que les régions à risque élevé. Ainsi, la problématique du radon en Suisse devient un problème de santé publique à l'échelle nationale et ne se limite plus, comme c'est le cas actuellement, aux seules zones à risque élevé.

Sur la base des nouvelles directives internationales, l'OFSP proposera au Conseil fédéral en 2010 un plan d'action portant sur la stratégie des dix prochaines années. L'adoption en Suisse des nouvelles valeurs de référence de l'OMS (100 et 300 Bq/m<sup>3</sup>) sera l'un des sujets central de la discussion, dans un objectif d'harmonisation internationale et européenne en particulier. Notons que les valeurs limite et directrice fixées dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) sont actuellement de 1'000 Bq/m<sup>3</sup> pour les concentrations de radon dans les locaux d'habitation et de séjour, respectivement de 400 Bq/m<sup>3</sup> pour les nouveaux bâtiments et les bâtiments transformés et/ou assainis.



**Figure 1:**

Carte du radon en Suisse (locaux d'habitation et de séjour), Etat: février 2010, Source : GG25 © Swisstopo

\*Remarque : dans certaines communes, le risque en radon est estimé à partir d'un échantillon insuffisant de mesures, à voir dans le «moteur de recherche par commune» sous [www.ch-radon.ch](http://www.ch-radon.ch).

## Mesures et cartographie

La connaissance de l'exposition au radon dans les locaux d'habitation et de séjour, ainsi que les secteurs de travail, exige que les cantons effectuent un nombre suffisant de mesures de la concentration de gaz radon sur leur territoire (art. 115 ORaP). Ces mesures servent à établir le cadastre, dont les données doivent être accessibles et mises à jour.

La carte du risque en radon a été achevée en septembre 2004. L'implication des communes et des cantons a été essentielle dans l'élaboration de la classification. La démarche, adoptée avec l'accord des cantons, a consisté à mesurer un minimum de 20 maisons par commune avec des critères de choix pénalisants (maisons individuelles, plutôt anciennes, de préférence avec une cave naturelle).

Une cartographie à trois zones établie à partir de la valeur moyenne des concentrations mesurées au niveau communal ( $\mu$ ) est utilisée :

- Région à risque élevé :  
 $\mu > 200 \text{ Bq/m}^3$
- Région à risque moyen :  
 $100 \text{ Bq/m}^3 < \mu < 200 \text{ Bq/m}^3$
- Région à risque léger :  
 $\mu < 100 \text{ Bq/m}^3$

Dans une seconde étape, des campagnes de mesures intensives sont organisées avec un taux de couverture associé au risque, en concentrant l'action sur des types de construction potentiellement touchés, afin de trouver le plus grand nombre de dépassements de la valeur limite et ainsi pouvoir rapidement prendre les mesures adéquates pour la protection de la santé des personnes résidant dans ces bâtiments.

Durant d'hiver 2009 - 2010, des campagnes de mesures du radon ont été organisées notamment dans les cantons d'Argovie, Bâle-Ville, Berne, Glaris, Neuchâtel, Nidwald, Schwyz, Tessin et Valais.

La figure 1 présente la carte actuelle du radon; elle se base sur près de 110'000 bâtiments mesurés dont 2'500 ont signalé un dépassement de la valeur limite de 1000 Bq/m<sup>3</sup>. La carte fait apparaître les régions plus particulièrement concernées par le radon (Tessin, Grisons et Arc jurassien). La distribution des mesures à l'échelle nationale est assez inhomogène en raison de la stratégie priorisant la recherche des dépassements de la valeur limite, en vue de réduire le risque individuel. Pour certaines régions, les données sont encore insuffisantes pour obtenir une distribution représentative du risque radon. Afin d'y remédier, l'OFSP incite chaque année les cantons à compléter les cadastres considérés comme insuffisants.

La garantie de la qualité métrologique des mesures (art. 112 ORaP) est confiée à l'OFSP qui reconnaît et surveille les services de mesures agréées, selon les exigences techniques et les procédures d'assurance de qualité fixées par le Département fédéral de justice et police. La banque de données centrale du radon (art. 118a ORaP) permet le recensement des bâtiments mesurés et des données sur les assainissements. Cet outil est indispensable pour orienter la stratégie des mesures et des assainissements, ainsi que pour évaluer l'efficacité du programme en cours.

## Prescription de construction

L'obligation de contrôles par pointage dans les nouveaux bâtiments et les bâtiments transformés (art. 114 ORaP) incombe aux cantons. Ces mesures visent d'une part à garantir que de nouveaux cas de dépassements de la valeur limite ne soient pas créés et d'autre part, que le canton veille par le biais de prescriptions en matière de construction à ce que la concentration de gaz radon ne dépasse pas la valeur directrice de 400 Bq/m<sup>3</sup>.

Dans la pratique, le radon est loin d'être systématiquement intégré dans les règlements cantonaux de la construction ou lors de la procédure d'octroi des permis de construire. Le nombre de contrôles par pointage effectués par les cantons dans les nouvelles constructions depuis 1994 est encore faible. Sur près de 7'000 bâtiments récents mesurés, plus de 80 cas de dépassements de 1'000 Bq/m<sup>3</sup> ont été détectés, en particulier dans les cantons du Tessin, des Grisons et du Valais.

Dans le cadre des constructions MINERGIE-ECO®, pour lesquelles le respect d'une valeur limite de 100 Bq/m<sup>3</sup> est exigé, l'OFSP a engagé un contrôle sys-

tématique. Les premières mesures dans près de 80 bâtiments confirment que cette norme de construction est actuellement conforme à l'exigence susmentionnée. Son extension au domaine de la propriété privée mérite d'être suivie avec attention. Par ailleurs, des actions sont en cours pour renforcer l'intégration du radon dans les normes de la Société suisse des ingénieurs et des architectes (SIA).

## Programmes d'assainissement

Les programmes d'assainissement ont pour principe de trouver tous les locaux d'habitation et de séjour dépassant la valeur limite et de les assainir jusqu'en 2014, en privilégiant le développement de solutions opérationnelles simples et peu coûteuses de réduction de la concentration du gaz radon sous la valeur directrice. Les cantons hiérarchisent la réalisation des assainissements en fonction de l'urgence des cas et des aspects économiques (art. 116 ORaP). En cas de location, les travaux d'assainissement à charge du propriétaire sont à effectuer dans un délai de 3 ans, à la demande de toute personne concernée (art. 113 ORaP).

Près de 300 assainissements pilotes ont été conduits depuis 1987 pour développer et tester les méthodes de réduction du radon dans les bâtiments existants et pour suivre les assainissements. Ces études ont permis d'acquérir une expérience sur l'efficacité des différentes techniques, en relation avec les coûts qu'elles engendrent. Elles consistent essentiellement à colmater les points d'entrée du radon et à inverser les différences de pression de l'air entre l'espace intérieur habité et le terrain, en recourant à différentes méthodes de mise en dépression du sol. On obtient souvent les meilleurs résultats en combinant plusieurs techniques. L'investissement requis pour la réalisation d'un assainissement est estimé à quelques milliers de francs.

L'OFSP gère par ailleurs un recensement mondial des méthodes d'assainissement sur internet, qui illustre en détail les techniques de réduction du radon par le biais d'études de cas réalisées dans différents pays ([www.worldradonsolutions.info](http://www.worldradonsolutions.info)). Dans le cadre des programmes d'assainissement, près de 2'500 dépassements de la valeur limite ont été répertoriés dans la banque de données suisse du radon jusqu'à ce jour.

## Formation

Le champ d'action «formation» vise à préparer les bases techniques visant à une intégration structurée de la problématique du radon dans les cycles de formation des métiers du bâtiment. Des démarches sont en cours pour intensifier les contacts avec les centres de formation (EIF, EPFL, ETHZ, SUPSI et USI) et la SIA.

L'OFSP a publié en janvier 2000 le manuel suisse du radon; il s'agit d'un guide technique destiné en premier lieu aux architectes et aux professionnels du bâtiment présentant différentes méthodes de réduction de la concentration en radon. Sur la base de cet instrument, des formations continues ont été mises sur pied dans les 3 régions linguistiques :

- Suisse romande : EIF de Fribourg à Saint-Imier (2007) et à Neuchâtel (2008); EPFL (2009)
- Suisse alémanique : HTW Coire (2006 et 2008); HTW Lucerne (2009)
- Tessin : SUPSI (2006 et 2007)

Près de 170 consultants en radon ont été formés dans les trois régions linguistiques; les listes sont accessibles sur les sites internet de l'OFSP, des cantons et des centres de formation impliqués.

## Communication

Le caractère incitatif préconisé dans la législation est à la base d'un concept de communication et d'information de l'OFSP, visant à sensibiliser la population et les différents acteurs concernés.

Le site internet [www.ch-radon.ch](http://www.ch-radon.ch) permet d'accéder à des informations générales mises à jour régulièrement. On peut souligner que le «moteur de recherche» est l'une des pages les plus visitées et permet de connaître le risque en radon dans chaque commune de Suisse.

Les brochures suivantes, disponibles sur l'internet, ont été transmises aux cercles intéressés:

- Radon, informations sur un thème rayonnant
- Informations juridiques pour agents immobiliers et professionnels du bâtiment
- Informations destinées aux propriétaires de bâtiments au sujet du radon

La journée d'information annuelle sur le radon constitue une importante plate-forme de dialogue entre les cantons, l'OFSP et des homologues étrangers sur les nouvelles orientations stratégiques, l'état d'avancement du programme, les difficultés rencontrées, ou encore la présentation de projets nationaux et internationaux. Par ailleurs, une rencontre annuelle (DACH) a été initiée par l'OFSP pour

promouvoir l'échange sur les aspects techniques de la mesure et des assainissements avec plusieurs pays européens (Allemagne, Autriche, France, Belgique, Italie et Luxembourg).

Deux enquêtes ont été menées pour connaître l'état de connaissance du radon dans le grand public en 1995 et en 2008. La nouvelle étude a montré que 40% de la population générale a déjà entendu parler du radon, alors que cette proportion atteint près de 70% dans les régions à risque élevé. Cela démontre l'efficacité des campagnes d'information effectuées dans ces régions. Les résultats détaillés de cette étude ont été publiés dans le premier numéro 2010 de la revue de la «Société française de radioprotection» (SFRP).

## Conclusion

Les études épidémiologiques ont consolidé l'évidence scientifique de la relation linéaire entre l'exposition au radon dans l'habitat et le risque de développer un cancer du poumon. Cela signifie que toute exposition au radon, aussi faible soit-elle, implique un risque de décès par cancer du poumon augmentant d'environ 16% par 100 Bq/m<sup>3</sup>. Ce type de cancer est la cause la plus fréquente de décès dus au cancer chez les hommes et à l'origine d'une mortalité croissante chez les femmes. Il touche plus de 3'600 personnes chaque année en Suisse. Près de 40% des carcinomes bronchiques sont diagnostiqués chez des personnes de moins de 65 ans. En dépit des progrès réalisés dans la médecine, le traitement de ces tumeurs reste très difficile. Globalement, le taux de survie de ce cancer à 5 ans dépasse à peine 10%. Le tabagisme est la cause principale de cancer du poumon suivie du radon qui touche toute la population et multiplie le risque chez les fumeurs. En Suisse, ce gaz radioactif est chaque année presque aussi meurtrier que la route, soit entre 200 et 300 victimes.

Il est possible de diminuer considérablement ce risque. Pour y parvenir, un effort particulier devra porter sur la perception du risque auprès de la population et l'intégration de la problématique dans le cursus des métiers du bâtiment. Les nouvelles normes de l'OMS impliquent pour la Suisse d'évoluer d'une approche basée prioritairement sur le risque individuel vers une stratégie plus soucieuse du risque collectif. Il s'agit essentiellement d'élargir à l'échelle nationale les actions développées dans les régions à risque élevé pour améliorer la connaissance de la problématique sur l'ensemble du territoire et mettre en œuvre, où cela est nécessaire, une stratégie opérationnelle permettant une diminution progressive et effective du risque lié au radon. L'ensemble des démarches et des actions à entreprendre seront clarifiées dans un plan d'action qui sera soumis au Conseil fédéral en 2010.

## 10.3

# Begründung für die Erhöhung der mittleren Dosis im Zusammenhang mit der Radonbelastung der Schweizer Bevölkerung

Die mit der Radonexposition verbundene effektive Dosis sollte idealerweise mit einem dosimetrischen Modell bestimmt werden. Bei einem solchen Modell wird die Belastung der verschiedenen Organe bestimmt. Im Fall der Radonexposition sind aufgrund der Inkorporation von Zerfallsprodukten, die sich in der Luft befinden, hauptsächlich die Lungen betroffen. Mit Hilfe von Wichtungsfaktoren für die verschiedenen Organe wird dann die effektive Dosis berechnet. Die Risikofaktoren (Wahrscheinlichkeit des Versterbens an Krebs pro Einheit der effektiven Dosis), die mit dieser Methode im Rahmen epidemiologischer Studien bei radonbelasteten Minenarbeitern bestimmt wurden, standen lange Zeit im Widerspruch mit den Ergebnissen anderer epidemiologischer Studien (insbesondere Untersuchungen der Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki). Man ging davon aus, dass dafür Unsicherheiten bei der Dosimetrie von Radon verantwortlich waren.

Aus diesem Grund schlug die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) vor, die mit einer Radonexposition verbundene effektive Dosis durch eine Konvention festzulegen. Dabei wird das Lungenkrebsrisiko im Zusammenhang mit der Radonexposition mit dem Risiko verglichen, das bei anderen Studien festgestellt wurde, und – dargestellt als effektive Dosis – in der Form eines nominellen Risikos für eine bestimmte Bevölkerungsgruppe festgelegt. Diese Methode wurde von der ICRP in der «Konvention zur Umrechnung der Exposition durch Radon in eine effektive Dosis» im Rahmen der Publikation Nr. 65 (1993) vorgeschlagen. Die

daraus resultierenden Werte für die Konversionsfaktoren (KF) sind in der nachfolgenden Tabelle für die Belastung der Bevölkerung und der Beschäftigten (d.h. beruflich strahlenexponiert) aufgeführt. Der Unterschied zwischen diesen beiden Kategorien besteht nicht in einem unterschiedlichen Radonrisiko (es stehen nicht genügend Daten für eine Differenzierung der Risiken nach Alter zur Verfügung), sondern in unterschiedlichen nominellen Risiken, die für die Bevölkerung und die Beschäftigten berechnet wurden.

Aktuelle epidemiologische Studien zur Radonexposition in Wohnräumen haben zu neuen Erkenntnissen über das Radonrisiko geführt. Diese stellen die bisherige Schätzung des Lungenkrebsrisikos in Frage. Das Risiko scheint deutlich – um einen Faktor von 1.76 – höher zu sein (früher:  $1.78 \cdot 10^{-10}$  pro  $\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ ; neue Schätzung:  $3.14 \cdot 10^{-10}$  pro  $\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ ). Gleichzeitig wurden die nominellen Risikofaktoren der neuen ICRP-Empfehlungen (Publikation 103, 2007) geändert (leicht gesenkt), wie in der Tabelle 1 angegeben. Es ist eine Senkung des nominellen Risikofaktors um den Faktor 0.78 (von  $7.3 \cdot 10^{-5}$  pro mSv auf  $5.7 \cdot 10^{-5}$  pro mSv) im Fall der Bevölkerung und um den Faktor 0.75 (von  $5.6 \cdot 10^{-5}$  pro mSv auf  $4.2 \cdot 10^{-5}$  pro mSv) im Fall der Beschäftigten festzustellen. Diese Faktoren wurden in der Konvention zur Umrechnung der Radonexposition in eine effektive Dosis direkt übernommen. Dadurch wird der als effektive Dosis dargestellte Risikofaktor für Radon (KF) um den Faktor 2.26 für die Bevölkerung bzw. um den Faktor 2.35 für die Beschäftigten vergrössert.

**Tabelle 1:**

Veränderung der Risikofaktoren für die Radonexposition, dargestellt als effektive Dosis.

|              |              | Risiko<br>( $\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ ) | Risiko<br>( $\text{mSv})^{-1}$ | KF<br>[ $\text{mSv}/(\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ] |
|--------------|--------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| ICRP 65      | Bevölkerung  | $1.78 \cdot 10^{-10}$                                        | $7.3 \cdot 10^{-5}$            | $2.44 \cdot 10^{-6}$                                                  |
|              | Beschäftigte | $1.78 \cdot 10^{-10}$                                        | $5.6 \cdot 10^{-5}$            | $3.17 \cdot 10^{-6}$                                                  |
| ICRP-Entwurf | Bevölkerung  | $3.14 \cdot 10^{-10}$                                        | $5.7 \cdot 10^{-5}$            | $5.52 \cdot 10^{-6}$                                                  |
|              | Beschäftigte | $3.14 \cdot 10^{-10}$                                        | $4.2 \cdot 10^{-5}$            | $7.47 \cdot 10^{-6}$                                                  |

Die Berechnung der mittleren Dosis der Bevölkerung beruht auf der durchschnittlichen Konzentration in den Wohnräumen (schätzungsweise  $75 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) und an den Arbeitsplätzen (schätzungsweise  $40 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ), sowie auf einem geringen Beitrag von Thorium, der insgesamt auf  $0.1 \text{ mSv}$  pro Jahr geschätzt wird. Die Einführung neuer Risikofaktoren hat einen starken Anstieg der mit einer Radonexposition verbundenen

effektiven Dosis von  $1.64 \text{ mSv}$  pro Jahr auf  $3.60 \text{ mSv}$  pro Jahr zur Folge (Faktor 2.20). In der Tabelle 2 wird die frühere mit der neuen Schätzung verglichen. In Zukunft soll das dosimetrische Modell die Konvention ersetzen, wodurch sich die errechneten Dosiswerte geringfügig ändern können.

**Tabelle 2:**

Vergleich der Berechnung der mittleren jährlichen effektiven Dosis für die Schweizer Bevölkerung.

|                  | Aufenthaltsräume             | Durchschnittl.<br>Radon-konzentration<br>( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) | Aufenthaltsdauer<br>(Stunden pro Jahr) | KF<br>[ $\text{mSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$ ] | Dosis<br>( $\text{mSv/a}$ ) |
|------------------|------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|-----------------------------|
| Frühere<br>Werte | Wohn- und Aufenthaltsräume   | 75                                                                         | 7'000                                  | $2.44\cdot 10^{-6}$                                               | 1.28                        |
|                  | Arbeitsplatz                 | 40                                                                         | 2'000                                  | $3.17\cdot 10^{-6}$                                               | 0.26                        |
|                  | Thoron ( $^{222}\text{Rn}$ ) |                                                                            |                                        |                                                                   | 0.1                         |
|                  | <b>Total</b>                 |                                                                            |                                        |                                                                   | <b>1.64</b>                 |
| Neue<br>Werte    | Wohn- und Aufenthaltsräume   | 75                                                                         | 7'000                                  | $5.52\cdot 10^{-6}$                                               | 2.90                        |
|                  | Arbeitsplatz                 | 40                                                                         | 2'000                                  | $7.47\cdot 10^{-6}$                                               | 0.1                         |
|                  | Thoron ( $^{222}\text{Rn}$ ) |                                                                            |                                        |                                                                   | 0.1                         |
|                  | <b>Total</b>                 |                                                                            |                                        |                                                                   | <b>3.6</b>                  |

## 10.4

## Justification de l'augmentation de la dose moyenne associée à l'exposition de la population suisse au radon

La dose effective associée à l'exposition au radon devrait normalement se calculer par un modèle dosimétrique. Un tel modèle consiste à déterminer la dose délivrée aux différents organes (principalement les poumons dans le cas de l'exposition au radon) en fonction de l'incorporation des produits de fission présents dans l'air et à calculer la moyenne à l'aide des facteurs de pondération des différents organes pour obtenir la dose effective. Les facteurs de risque (probabilité de décès par cancer par unité de dose effective) acquis avec cette méthode dans le cadre des études épidémiologiques sur les mineurs d'uranium exposés au radon ont été longtemps en contradiction avec ceux obtenus dans les autres études épidémiologiques (principalement celles sur les survivants de Hiroshima et Nagasaki). On a admis que ce désaccord était lié aux incertitudes de la dosimétrie du radon.

Dans ces conditions, la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a proposé de déterminer la dose effective associée à une exposition au radon par convention, en comparant les risques de cancer du poumon en fonction de l'exposition au radon avec ce risque obtenu lors des autres études et exprimé en fonction de la dose effective sous forme de risque nominal pour une catégorie de la population. Cette méthode, appelée la «convention de conversion en dose de l'exposition au radon», a servi de base à la publication 65 de la CIPR (1993). Les facteurs de conversion ainsi obtenus sont indi-

qués dans le tableau ci-dessous pour le cas d'une exposition du public et pour les professionnels. La différence entre ces deux catégories ne vient pas d'une différence du risque lié au radon (ici on n'a pas assez d'informations pour différencier les risques en fonction de l'âge), mais d'une différence du risque nominal calculé pour la population ou pour les travailleurs.

Des études épidémiologiques récentes sur l'exposition domestique au radon ont apporté des connaissances nouvelles sur le risque lié au radon, mettant en cause l'estimation du facteur de risque de décès par cancer du poumon. Ce risque augmente sensiblement, d'un facteur 1.76 (passage de  $1.78 \cdot 10^{-10}$  par  $\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$  à  $3.14 \cdot 10^{-10}$  par  $\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ ). Simultanément les facteurs de risque nominal des nouvelles recommandations de la CIPR (publication 103, 2007) ont été également modifiés (légère diminution), comme indiqué dans le tableau 1. On observe une diminution du facteur de risque nominal d'un facteur 0.78 (passage de  $7.3 \cdot 10^{-5}$  par mSv à  $5.7 \cdot 10^{-5}$  par mSv) pour le public et d'un facteur 0.75 (passage de  $5.6 \cdot 10^{-5}$  par mSv à  $4.2 \cdot 10^{-5}$  par mSv) pour les travailleurs. Ces facteurs interviennent directement dans la convention de conversion en dose de l'exposition au radon. Cette modification amplifie le facteur du risque du radon exprimé en dose effective (FC), augmentation qui passe à 2.26 pour le public et 2.35 pour les travailleurs.

**Tableau 1:**

Modification des facteurs de risque de l'exposition au radon exprimé en dose effective.

|            |               | Risque<br>( $\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ ) | Risque<br>( $\text{mSv}^{-1}$ ) | FC<br>[ $\text{mSv}/(\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ] |
|------------|---------------|--------------------------------------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| CIPR 65    | public        | $1.78 \cdot 10^{-10}$                                        | $7.3 \cdot 10^{-5}$             | $2.44 \cdot 10^{-6}$                                                  |
|            | professionnel | $1.78 \cdot 10^{-10}$                                        | $5.6 \cdot 10^{-5}$             | $3.17 \cdot 10^{-6}$                                                  |
| Draft-CIRP | public        | $3.14 \cdot 10^{-10}$                                        | $5.7 \cdot 10^{-5}$             | $5.52 \cdot 10^{-6}$                                                  |
|            | professionnel | $3.14 \cdot 10^{-10}$                                        | $4.2 \cdot 10^{-5}$             | $7.47 \cdot 10^{-6}$                                                  |

Le calcul de la dose moyenne de la population se base sur la concentration moyenne dans les habitations (évaluée à  $75 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) et dans les secteurs de travail (évaluée à  $40 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ), ainsi que sur une faible contribution due au thorium évaluée globalement à  $0.1 \text{ mSv}$  par an. L'introduction des nouveaux facteurs de risque conduit à une forte aug-

mentation de la dose effective associée au radon (facteur 2.20) qui passe de  $1.64 \text{ mSv}$  par an à  $3.60 \text{ mSv}$  par an. La comparaison de l'ancienne et de la nouvelle estimation est détaillée dans le tableau 2. Il est prévu à l'avenir de remplacer la convention par le modèle dosimétrique, ce qui aura probablement une légère influence sur le calcul de la dose.

**Tableau 2:**

*Comparaison du calcul de la dose effective annuelle moyenne de la population suisse.*

|                   | Lieux de séjour              | Concentration moyenne en radon ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) | Durée de séjour (heures/an) | FC [ $\text{mSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$ ] | Doses ( $\text{mSv/a}$ ) |
|-------------------|------------------------------|------------------------------------------------------------------|-----------------------------|----------------------------------------------------------------|--------------------------|
| Anciennes valeurs | Locaux habités, séjour       | 75                                                               | 7'000                       | $2.44\cdot 10^{-6}$                                            | 1.28                     |
|                   | Lieux de travail             | 40                                                               | 2'000                       | $3.17\cdot 10^{-6}$                                            | 0.26                     |
|                   | Thoron ( $^{222}\text{Rn}$ ) |                                                                  |                             |                                                                | 0.1                      |
|                   | <b>Total</b>                 |                                                                  |                             |                                                                | <b>1.64</b>              |
| Nouvelles valeurs | Locaux habités, séjour       | 75                                                               | 7'000                       | $5.52\cdot 10^{-6}$                                            | 2.90                     |
|                   | Lieux de travail             | 40                                                               | 2'000                       | $7.47\cdot 10^{-6}$                                            | 0.1                      |
|                   | Thoron ( $^{222}\text{Rn}$ ) |                                                                  |                             |                                                                | 0.1                      |
|                   | <b>Total</b>                 |                                                                  |                             |                                                                | <b>3.6</b>               |

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

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

### Ergebnisse 2009 Résultats 2009



## Anhänge

## Annexes

|                                                                                                                                 |            |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>Anhänge</b>                                                                                                                  | <b>167</b> |
| <b>Annexes</b>                                                                                                                  | <b>167</b> |
| 1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants                                                | 168        |
| 2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux                                                                              | 169        |
| 3. Das Messprogramm im Überblick                                                                                                | 170        |
| 4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren                                                                                    | 171        |
| 5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung<br>über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg | 171        |
| 6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung                                                                      | 172        |
| 7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification                                                                 | 173        |



## 1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants

Die in diesem Bericht zusammen gestellten Messwerte stammen von Probenahmen und Analysen folgender Laboratorien und Stellen, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei

Les résultats présentés dans ce rapport se basent sur les prélèvements et les analyses des laboratoires et organismes ci-après. Qu'ils soient remerciés de leur collaboration

|                 |                                                                           |                            |                                                                                                         |
|-----------------|---------------------------------------------------------------------------|----------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>BAG SRR</b>  | Radiologische Risiken,<br>Bundesamt für Gesundheit                        | Bern                       | C. Murith, M. Gruson                                                                                    |
| <b>BAG FANM</b> | Forschungsanlagen und Nuklearmedizin,<br>Bundesamt für Gesundheit         | Bern                       | N. Stritt, R. Linder                                                                                    |
| <b>BAG URA</b>  | Umweltradioaktivität,<br>Bundesamt für Gesundheit                         | Bern                       | S. Estier, P. Steinmann, P. Beuret,<br>G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller, H. Völkle                     |
| <b>BfS</b>      | Bundesamt für Strahlenschutz                                              | Freiburg im<br>Breisgau /D | H. Sartorius, C. Schlosser, S. Schmid                                                                   |
| <b>BAFU</b>     | Abteilung Hydrogeologie,<br>Bundesamt für Umwelt                          | Bern                       | M. Schürch, R. Kozel                                                                                    |
| <b>CERN</b>     | CERN, Safety Commission                                                   | Genève                     | P. Vojtyla, D. Wittekind                                                                                |
| <b>EAWAG</b>    | Gruppe für Radioaktive Tracer<br>Abt. SURF der EAWAG                      | Dübendorf                  | J. Beer, M. Fujak, S. Bollhalder                                                                        |
| <b>ENSI</b>     | Eidgenössisches<br>Nuklearsicherheitsinspektorat                          | Brugg / AG                 | G. Piller, F. Cartier, A. Leupin, B. Bucher,<br>J. Löhle, M. Schibli, G. Schwarz                        |
| <b>ETHZ</b>     | Institut für Geophysik ETHZ                                               | Zürich                     | L. Rybach                                                                                               |
| <b>HUG</b>      | Division de médecine nucléaire,<br>Hôpital Cantonal                       | Genève                     | S. Namy, K. Jeandet                                                                                     |
| <b>IFAF</b>     | Institut F.-A- Forel                                                      | Versoix                    | W. Widli, J. Dominik, J.-L. Loizeau                                                                     |
| <b>IRA</b>      | Institut de Radiophysique,<br>CHUV                                        | Lausanne                   | F. Bochud, P. Froidevaux,<br>J. Corcho, F. Barraud,                                                     |
| <b>LS</b>       | LABOR SPIEZ, Bundesamt für<br>Bevölkerungsschutz des VBS                  | Spiez/BE                   | M. Burger, St. Röllin, F. Byrde,<br>R. Holzer, H. Sahli, M. Astner,                                     |
| <b>LUBW</b>     | Landesanstalt für Umwelt, Messungen und<br>Naturschutz, Baden-Württemberg | Karlsruhe / D              | A. Neu                                                                                                  |
| <b>NAZ</b>      | Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für<br>Bevölkerungsschutz des VBS      | Zürich                     | A. Leonardi, C. Danzi                                                                                   |
| <b>PSI</b>      | Abteilung für Strahlenschutz und<br>Sicherheit, Paul Scherrer Institut    | Villigen / AG              | C. Wernli, M. Boschung, J. Eikenberg,<br>Ch. Schuler, J. Hitz, G. Butterweck,<br>R. Habegger            |
| <b>Suva</b>     | Bereich Physik,<br>Abt. Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz                 | Luzern                     | M. Hammans, R. Grunder, F. Danini                                                                       |
| <b>Uni-BE</b>   | Physikalisches Institut,<br>Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität     | Bern                       | T. Stocker, H. Loosli, R. Fischer, M. Möll,<br>R. Purtschert, U. Schotterer, H. Bürki,<br>V. Oberteufer |

## 2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

|                   |                                |                                                                                                                                   |
|-------------------|--------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AG                | <b>P. Grütter, C. Bajo</b>     | Amt für Verbraucherschutz<br>Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau                                                                        |
| BE                | <b>O. Deflorin, M. Nyfeler</b> | Kantonales Laboratorium<br>Muesmattstr. 19, 3000 Bern                                                                             |
| BL                | <b>P. Wenk</b>                 | Kantonales Laboratorium<br>Hammerstrasse 25, 4410 Liestal                                                                         |
| BS                | <b>P. Hübner, M. Zehringer</b> | Kantonales Laboratorium<br>Kannenfeldstr. 2, Postfach, 4012 Basel                                                                 |
| FR                | <b>J.-M. Pasquier</b>          | Laboratoire Cantonal<br>ch. du Musée 15, 1700 Fribourg                                                                            |
| GE                | <b>P. Edder, A. Cominoli</b>   | Service de la consommation et des affaires vétérinaires,<br>Quai Ernest-Ansermet 22<br>Case postale 76, 1211 Genève 4 Plainpalais |
| GR                | <b>M. Beckmann, D. Baumann</b> | Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit<br>Bereich Lebensmittelsicherheit<br>Planaterrastrasse 11, 7001 Chur            |
| JU                | <b>C. Ramseier</b>             | Laboratoire Cantonal<br>Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1                                                              |
| LU                | <b>D. Imhof, T. Kaufmann</b>   | Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und<br>Verbraucherschutz<br>Vonnattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern                        |
| NE                | <b>M. Treboux</b>              | Service de la consommation<br>Rue Jehanne-de-Hochberg 5, 2001 Neuchâtel                                                           |
| SG                | <b>P. Kölbener</b>             | Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle<br>Blarerstr. 2, 9001 St. Gallen                                                         |
| AR / AI / GL / SH | <b>K. Seiler</b>               | Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH<br>Mühlentalstr. 184, Postfach 786, 8201 Schaffhausen                       |
| SO                | <b>M. Kohler</b>               | Kantonale Lebensmittelkontrolle<br>Greibenhof, Werkhofstr. 5, 4509 Solothurn                                                      |
| TG                | <b>C. Spinner</b>              | Kantonales Laboratorium<br>Spannerstr. 20, 8510 Frauenfeld                                                                        |
| TI                | <b>M. Jermini, N. Solcà</b>    | Laboratorio Cantonale<br>Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona                                                                         |
| NW / OW / SZ / UR | <b>D. Andrey</b>               | Laboratorium der Urkantone<br>Postfach 363, 6440 Brunnen                                                                          |
| VD                | <b>B. Klein</b>                | Service de la consommation et des affaires vétérinaires<br>155, ch. des Boveresses, 1066 Epalinges                                |
| VS                | <b>C. Thétaz</b>               | Laboratoire Cantonal<br>Rue Pré-d'Amédée 2, 1950 Sion                                                                             |
| ZG                | <b>S. Pfenninger</b>           | Amt für Lebensmittelkontrolle<br>Postfach 262, 6312 Steinhausen                                                                   |
| ZH                | <b>R. Etter, G. McCombie</b>   | Kantonales Labor<br>Postfach, 8032 Zürich                                                                                         |
| LI                | <b>P. Malin</b>                | Amt für Lebensmittelkontrolle<br>Postplatz 2, Postfach 37, FL-9494 Schaan                                                         |

## 3. Das Messprogramm im Überblick

| Expositionspfade                    | Probenahmestellen                                                                                                                          | Proben und Messung                                                                                                                                                                                              |
|-------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung) | Automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK.                                        | NADAM: 58 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz)                                                                                                                  |
|                                     | TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)                                                                        | MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch die ENSI TLD ( $\gamma$ -Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)                                                                                                             |
| In-situ Messung                     | Umgebung der Kernanlagen                                                                                                                   | Direkte vor-Ort-Messung des $\gamma$ -Spektrums                                                                                                                                                                 |
|                                     | Ganze Schweiz nach speziellem Programm                                                                                                     | Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis                                                                                                                                  |
| Luft                                | 12 Aerosolsammler: ca. 40 m <sup>3</sup> /h<br>5 High-Volume-Sampler: ca. 700 m <sup>3</sup> /h<br>1 Digital-Aerosolsammler Jungfrauoch    | Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit $\gamma$ -Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für <sup>137</sup> Cs: 1 µBq/m <sup>3</sup> bzw. 0.1 µBq/m <sup>3</sup> |
|                                     | RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen<br>on-line-Messung mit Datenfernübertragung<br><sup>85</sup> Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrauoch | RADAIR: 11 Stationen $\alpha/\beta$ -Messung (FHT-59S), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)                                                                   |
| Niederschläge                       | Regensammlerstationen, ganze Schweiz inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien                                        | 9 Regensammler mit Trichtern von 1 m <sup>2</sup> Fläche, wöchentlich $\gamma$ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für <sup>137</sup> Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe)                                 |
|                                     |                                                                                                                                            | An 15 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.                                                                             |
| Aquatisches Milieu                  | Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW (Aare)                      | $\gamma$ - und $\alpha$ -Spektrometrie<br>Tritium-Messung                                                                                                                                                       |
|                                     | Bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen                                                                            |                                                                                                                                                                                                                 |
| Erde                                | 30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN                                 | Erdschicht 0-5 cm für <sup>90</sup> Sr-Bestimmung und $\gamma$ -Spektrometrie und z.T. $\alpha$ -Spektrometrie                                                                                                  |
| Bewuchs (Gras, Pflanzen)            | Gleiche Stellen wie Erdboden                                                                                                               | Gras zweimal jährlich; $\gamma$ -Spektrometrie und <sup>90</sup> Sr                                                                                                                                             |
|                                     | Baumblätter aus Umgebung KKW, Industrieverbrennungsanlage Basel und Referenzstationen                                                      | Baumblätter: <sup>14</sup> C-Bestimmung (jährlich)                                                                                                                                                              |
| Milch                               | Gleiche Regionen wie Erde und Gras                                                                                                         | $\gamma$ -Spektrometrie und <sup>90</sup> Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben                                                                                                                              |
| Andere Lebensmittel                 | Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW                                                                            | $\gamma$ -Spektrometrie<br><sup>90</sup> Sr-Bestimmung                                                                                                                                                          |
|                                     | Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.                                          |                                                                                                                                                                                                                 |
| Menschlicher Körper                 | Schulklassen Genf                                                                                                                          | Ganzkörpermessungen in Genf (HUG) und am PSI                                                                                                                                                                    |
|                                     | Mitarbeiter PSI                                                                                                                            |                                                                                                                                                                                                                 |
| Emissionen von KKW, Betrieben etc.  | Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden                                                        | <sup>90</sup> Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen                                                                                                                                                  |
|                                     | Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc.                                                                                                       | Abluftfilter, Abgas etc.                                                                                                                                                                                        |
|                                     | Kläranlagen der Agglomerationen<br>Sickerwässer von Deponien                                                                               | Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen<br>$\gamma$ -, $\alpha$ - und <sup>90</sup> Sr-Messung                                                                  |

#### 4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

| Bereich:           | überwacht wird:                                                                   | Kompetenzzentren <sup>1)</sup> :              |
|--------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| Atmosphäre         | Aerosole, Niederschläge<br><sup>14</sup> C, Edelgase                              | URA (BAG) inkl. RADAIR<br>UniBE               |
| Deposition         | Boden, Bewuchs, in-situ<br><sup>90</sup> Sr- und Alpha-Messung<br>Aeroradiometrie | URA (BAG), IRA und LABOR SPIEZ<br>ENSI, NAZ   |
| Aquatisches Milieu | Gewässer, Fische, Sedimente<br>Grund- und Quellwasser, Deponien                   | EAWAG, Institut Forel, LABOR SPIEZ            |
| Lebensmittel       | Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.                                        | Kantonale Laboratorien, URA, IRA, LABOR SPIEZ |
| Dosis              | γ- und n-Dosen<br>automatische Dosiswarnnetze                                     | PSI, IRA<br>NAZ (NADAM), ENSI (MADUK)         |
| menschliche Körper | Ganzkörpermessungen<br><sup>90</sup> Sr in Knochen und Zähnen                     | PSI, HUG<br>IRA                               |
| Kernanlagen        | Emissionen, Umgebung                                                              | ENSI, URA (BAG)                               |
| Betriebe           | Emissionen, Umgebung                                                              | Suva, URA (BAG)                               |
| Spitäler           | Emissionen                                                                        | FANM (BAG)                                    |
| Radon              | Radon in Häusern und im Boden                                                     | SRR (BAG), URA (BAG)                          |

<sup>1)</sup> Liste der Abkürzungen s. Anhang 1.

#### 5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg

| Radionuklide                                                                                                                                           | Toleranzwert      | Grenzwert              |                       |                                    |                                     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------|------------------------|-----------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
|                                                                                                                                                        | Bq/kg             | Bq/kg                  |                       |                                    |                                     |
|                                                                                                                                                        | Alle Lebensmittel | Lebensmittel allgemein | Flüssige Lebensmittel | Säuglingsanfangs- und Folgenahrung | Lebensmittel von geringer Bedeutung |
| Tritium                                                                                                                                                | 1'000             | 10'000                 | 10'000                | 3'000                              | 100'000                             |
| Kohlenstoff-14                                                                                                                                         | 200               | 10'000                 | 10'000                | 1'000                              | 100'000                             |
| Strontiumisotope                                                                                                                                       | 1                 | 750                    | 125                   | 75                                 | 7'500                               |
| Iodisotope                                                                                                                                             | 10                | 2'000                  | 500                   | 150                                | 20'000                              |
| Künstliche Alphastrahler<br>(z.B. <sup>239</sup> Pu, <sup>241</sup> Am)                                                                                | 0.1               | 80                     | 20                    | 1                                  | 800                                 |
| Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen:<br>• Gruppe I:<br><sup>224</sup> Ra, <sup>228</sup> Th, <sup>234</sup> U, <sup>235</sup> U, <sup>238</sup> U | ---               | 50                     | 10                    | 10                                 | 500                                 |
| • Gruppe II:<br><sup>210</sup> Pb, <sup>210</sup> Po, <sup>226</sup> Ra, <sup>228</sup> Ra, <sup>230</sup> Th, <sup>232</sup> Th, <sup>231</sup> Pa    | ---               | 5 (**)                 | 1                     | 1                                  | 50 (***)                            |
| Übrige Radionuklide<br>(z.B. <sup>134</sup> Cs, <sup>137</sup> Cs, jedoch ohne <sup>40</sup> K)                                                        | 10 (*)            | 1'250                  | 1'000                 | 400                                | 12'500                              |

(\*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (gilt für die Summe von <sup>134</sup>Cs und <sup>137</sup>Cs); der Toleranzwert für <sup>137</sup>Cs in Wildbeeren beträgt neu 100 Bq/kg.

(\*\*) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für <sup>210</sup>Po)

(\*\*\*) <sup>226</sup>Ra und <sup>228</sup>Ra gelten nicht für Paranüsse

Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV): [http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817\\_021\\_23.html](http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html)

## 6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

### Aktivität A

angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit.  $1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall/s}$ . Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit  $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/s}$ ;  $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$  oder  $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$ .

### Absorbierte Dosis oder Energiedosis D

angegeben in Gy (Gray)

Die absorbierte Dosis ist die von ionisierender Strahlung an Materie (z.B. Gewebe) abgegebene Energie in Joule, bezogen auf die Masse des Materials in kg.  $1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg}$ . Alte Einheit war das rad mit  $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg/g} = 0.01 \text{ Gy}$  oder  $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$ . Noch früher wurde meist das R (Röntgen) verwendet. Es ging von der durch die ionisierende Strahlung erzeugten Anzahl Ionenpaare pro  $\text{cm}^3$  Luft aus.  $1 \text{ R}$  entspricht  $0.0088 \text{ Joule/kg Luft}$ , d.h.  $0.0088 \text{ Gy}$  in der Luft. Beispielsweise führt eine  $100 \text{ keV}$ -Gammastrahlung, die in der Luft  $0.0088 \text{ Gy}$  erzeugt, in Gewebe zu  $0.0097 \text{ Gy}$  und im Knochenmark zu  $0.02 \text{ Gy}$ .

### Äquivalentdosis H

angegeben in Sv (Sievert)

Die Äquivalentdosis im Gewebe oder Organ T ist die Energiedosis in diesem Gewebe oder Organ, multipliziert mit dem Strahlen-Wichtungsfaktor  $w_R$  für die betreffende Strahlenart. Dieser berücksichtigt die unterschiedliche biologische Wirkung der verschiedenen Strahlenarten.  $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$ . Alte Einheit war das rem, mit  $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$  oder  $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$ . Als Strahlenwichtungsfaktoren gelten gemäss ICRP und StSV:  $w_R = 1$  für Gamma- und Röntgenstrahlung, Elektronen und Müonen;  $w_R = 5 - 20$  für Neutronen, je nach Energie und  $w_R = 20$  für Alpha-Strahlen, Spaltfragmente und schwere Kerne.

### Effektive Dosis E

angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Dosis (früher effektive Äquivalentdosis) ergibt sich durch die Summation der gewichteten Äquivalentdosen der einzelnen bestrahlten Gewebe oder Organe. Die Wichtungsfaktoren  $w_T$  berücksichtigen die unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit der Organe im Bezug auf Krebsrisiko sowie genetische Schäden bei Bestrahlung der Keimdrüsen. Die effektive Dosis ist ein Mass für das Strahlenrisiko.  $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$ . Alte Einheit war das rem, mit  $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$  oder  $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$ . Als Gewebewichtungsfaktoren  $w_T$  gelten gemäss ICRP und StSV:  $w_T = 0.20$  für die Gonaden,  $0.12$  für Dickdarm, Lunge, rotes Knochenmark und Magen,  $0.05$  für Blase, Brust, Leber, Speiseröhre, Schilddrüse und für die Summe von 5 weiteren Organen,  $0.01$  für die Haut und die Knochenoberfläche.

### Effektive Folgedosis $E_{50}$

angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Folgedosis ist die über 50 Jahre integrierte effektive Dosis einer Person bei einmaliger Aufnahme über Atemluft oder Nahrung von  $1 \text{ Bq}$ . Die effektive Dosis berechnet sich aus der Aufnahme in Bq multipliziert mit dem Inhalationsdosisfaktor  $e_{inh}$  bzw. dem Ingestionsdosisfaktor  $e_{ing}$  in Sv/Bq gemäss Anhang 4 Spalte 8 (Teil 1 für Inhalation und Teil 2 für Ingestion) bzw. 5 der StSV. Bei einer Dauerbelastung mit konstanter Aufnahmerate darf er, nach Erreichen der Gleichgewichtsaktivität im Körper, auch zur Berechnung der durchschnittlichen Jahresdosis angewendet werden, z.B. als Sv/Jahr pro Bq/Jahr.

### Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$

angegeben in Sv (Sievert)

Die Ortsdosis oder Umgebungsäquivalentdosis  $H^*(10)$  bei durchdringender Strahlung [bzw. die Richtungsäquivalentdosis  $H'(0.07)$  bei nicht durchdringender Strahlung] ist im Prinzip die Gewebeäquivalentdosis an dieser Stelle, gemessen mit einem genau definierten gewebeäquivalenten Messgerät, der sogenannten ICRU-Kugel. Sie hat einen Durchmesser von  $30 \text{ cm}$ , eine Dichte von  $1 \text{ g/cm}^3$ , und besteht zu  $76.2 \%$  aus Sauerstoff,  $11.1 \%$  aus Kohlenstoff,  $10.1 \%$  aus Wasserstoff und  $2.6 \%$  aus Stickstoff (Näherung für Weichteilgewebe).

## 7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

### Activité A

exprimée en Bq (Becquerel)

L'activité d'une substance est le nombre moyen de désintégrations radioactives par unité de temps.  $1 \text{ Bq} = 1 \text{ désintégration/s}$ . L'ancienne unité était le Ci (Curie) avec  $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ désintégrations/s}$ ;  $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$  ou  $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$ .

### Dose absorbée ou dose énergétique D

exprimée en Gy (Gray)

La dose absorbée, c'est l'énergie délivrée par unité de masse à la matière (tissus) par la radiation ionisante et son unité est le joule par kg.  $1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg}$ . L'ancienne unité était le rad avec  $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg/g} = 0.01 \text{ Gy}$  ou  $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$ . Le R (Röntgen), souvent utilisé, se basait sur le nombre de paires d'ions produits par la radiation ionisante dans  $1 \text{ cm}^3$  d'air.  $1 \text{ R}$  correspond à  $0.0088 \text{ joule/kg}$  d'air, i.e.  $0.0088 \text{ Gy}$  dans l'air. Une radiation gamma de  $100 \text{ keV}$ , qui produit  $0.0088 \text{ Gy}$  dans l'air, occasionne p.ex.  $0.0097 \text{ Gy}$  dans les tissus et  $0.02 \text{ Gy}$  dans la moelle osseuse.

### Dose équivalente H

exprimée en Sv (Sievert)

La dose équivalente dans un tissu ou un organe T est la dose énergétique dans ce tissu ou cet organe, multipliée par le facteur de pondération pour les rayonnements  $w_R$  selon leur type. Ce facteur tient compte de l'efficacité biologique spécifique des différents rayonnements.  $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ joule/kg}$ . L'ancienne unité était le rem, avec  $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$  ou  $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$ . Les facteurs de pondération  $w_R$  en vigueur selon CIPR et ORaP sont:  $w_R = 1$  pour les rayonnements X et gamma, les électrons et les muons;  $w_R = 5 - 20$  pour les neutrons, selon leur énergie et  $w_R = 20$  pour les particules alpha, les fragments de fission et les noyaux lourds.

### Dose efficace E

exprimée en Sv (Sievert)

La dose efficace (avant équivalent de dose efficace) s'obtient par la sommation des doses équivalentes pondérées dans tous les tissus et les

organes irradiés. Les facteurs de pondération pour les tissus  $w_T$  tiennent compte de la radiosensibilité spécifique des organes quant au risque de cancer ainsi que de dommages génétiques par irradiation des glandes génitales. La dose efficace est une mesure du risque occasionné par les rayonnements.  $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ joule/kg}$ . L'ancienne unité était le rem, avec  $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$  ou  $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$ . Les facteurs de pondération  $w_T$  en vigueur selon CIPR et ORaP sont:  $w_T = 0.20$  pour les gonades,  $0.12$  pour la moelle osseuse (rouge), le colon, le poumon et l'estomac,  $0.05$  pour la vessie, le sein, le foie, l'oesophage, la thyroïde et pour la somme de 5 autres tissus,  $0.01$  pour la peau et la surface des os.

### Dose efficace engagée E50

exprimée en Sv (Sievert)

La dose efficace engagée représente la dose efficace intégrée par une personne sur 50 ans à partir de l'incorporation unique de  $1 \text{ Bq}$  par inhalation ou par ingestion. La dose efficace se calcule en multipliant l'incorporation en Bq par le facteur d'inhalation  $e_{inh}$  resp. le facteur d'ingestion  $e_{ing}$  en Sv/Bq selon annexe 4, colonne 8 (partie 1 pour l'inhalation et partie 2 pour l'ingestion) de l'ORaP. Ces facteurs en Sv/an par Bq/an s'utilisent aussi pour calculer la dose moyenne annuelle dans le cas d'une exposition continue avec taux d'incorporation constant une fois l'activité en équilibre dans le corps.

### Dose ou équivalent de dose ambiante H\*(10)

exprimé en Sv (Sievert)

La dose ambiante ou l'équivalent de dose ambiant  $H^*(10)$  approprié aux rayonnements pénétrants (resp. l'équivalent de dose directionnel  $H'(0.07)$  approprié aux rayonnements faiblement pénétrants) est en principe l'équivalent de dose local dans un tissu mou, mesuré à l'aide d'un instrument exactement calibré en équivalent de dose au tissu, dénommé sphère-ICRU. Elle a un diamètre de  $30 \text{ cm}$ , une densité de  $1 \text{ g/cm}^3$  et contient  $76.2\%$  d'oxygène  $11.1\%$  de carbone,  $10.1\%$  d'hydrogène et  $2.6\%$  d'azote (approximation pour les tissus mous).





## **Impressum**

@ Bundesamt für Gesundheit (BAG)  
Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit  
Layout: André Gurtner, URA  
Publikationszeitpunkt: Juni 2010

Weitere Informationen und Bezugsquelle:  
BAG, Direktionsbereich Verbraucherschutz, Abteilung Strahlenschutz,  
Umweltradioaktivität, 3003 Bern

Telefon +41 (0)31 323 02 54, Telefax +41 (031) 323 83 83  
E-Mail: [str@bag.admin.ch](mailto:str@bag.admin.ch), [www.bag.admin.ch](http://www.bag.admin.ch), [www.str-rad.ch](http://www.str-rad.ch)

## **Impressum**

@ Office fédéral de la santé publique (OFSP)  
Editeur: Office fédéral de la santé publique  
Layout: André Gurtner, URA  
Date de publication: Juin 2010

Informations supplémentaires et diffusion:  
OFSP, Unité de Direction Protection des consommateurs,  
Division Radioprotection, Radioactivité de l'environnement, 3003 Berne

Téléphone +41 (0)31 323 02 54, Télécopie +41 (031) 323 83 83  
Courriel: [str@bag.admin.ch](mailto:str@bag.admin.ch), [www.bag.admin.ch](http://www.bag.admin.ch), [www.str-rad.ch](http://www.str-rad.ch)