Bundesamt
für Gesundheit

Office fédéral
de la santé publique

Ufficio federale
della sanità pubblica

Uffizi federal
da sanadad publica

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

Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland

2002

Abteilung Strahlenschutz
Division de la radioprotection
Divisione radioprotezione
Division of Radiation Protection

Vorwort

Das Bundesamt für Gesundheit überwacht Ionisierende Strahlung und Radioaktivität in der Umwelt. Diese Messungen sollen sicherstellen, dass die Bevölkerung keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt ist. Überwacht werden Luft, Niederschläge, Boden und Pflanzen, das aquatische Milieu, Lebensmittel, die externen Strahlendosen, die Radioaktivität im menschlichen Körper und – in Zusammenarbeit mit den Kantonen – Radon im Hausinnern sowie die Umgebung von Kernanlagen und Betrieben. Massgebend für die Beurteilung der Ergebnisse sind die Immissions- und Dosisgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung (StSV) und für die Lebensmittel die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV). Diese Limiten garantieren, dass nach heutigem Wissensstand eine Gefährdung der Bevölkerung ausgeschlossen werden kann. Die durchschnittliche Jahresdosis der Bevölkerung von insgesamt 4 mSv (milli-Sievert) stammt weitgehend aus natürlichen Quellen mit den Hauptbeiträgen Radon: 1.6 mSv, externe Bestrahlung: 0.9 mSv sowie Radionuklide im Körper: 0.4 mSv. Aus der medizinischen Röntgendiagnostik kommt 1 mSv, aus allen übrigen künstlichen Quellen etwa 0.2 mSv. Kernkraftwerke tragen dazu weniger als ein Prozent bei. Regionale Unterschiede bei der Radioaktivität sind entweder geologisch bedingt, oder hangen mit den unterschiedlichen Ablagerungen nach den Kernwaffenversuchen bzw. nach dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammen. In Gras und Milch haben die ^{137}Caesium-Werte seit 1986 deutlich abgenommen; Ausnahmen sind gewisse einheimische Wildpilze und Wildschweine aus dem Tessin bei denen die FIV-Limiten teilweise überschritten waren. Ausser diesen Ausnahmen und den schon früher gemeldeten erhöhten Radonkonzentrationen in einigen Wohnräumen waren die Limiten auch 2002 eingehalten.

Die Schweizer Bevölkerung war 2002 – auch in Gebieten mit erhöhter ^{137}Caesium-Belastung oder bei extremem Konsumverhalten - keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt. Nach wie vor sind in etwa 1 bis 2 Prozent der bisher in der Schweiz untersuchten Häuser die Bewohner einer zu hohen Strahlendosis durch das natürliche Radon ausgesetzt.

Allen Laboratorien und Amtsstellen sei für ihre wertvolle Mitarbeit beim Ausführen des Messprogrammes und bei der Zusammenstellung des Berichtes herzlich gedankt.

Prof. Dr. H. Völkle, Abteilung Strahlenschutz,
Bundesamt für Gesundheit

Avant Propos

Rayonnements ionisants et radioactivité sont surveillés par l'Office fédéral de la santé publique. Ces mesures assurent que la population soit préservée de toute irradiation inadmissible. Les contrôles portent sur l'air, les précipitations, les végétaux, les sols, le milieu aquatique, la chaîne alimentaire, l'exposition aux rayonnements externes, la radioactivité dans le corps humain et – en collaboration avec les Cantons – le radon à l'intérieur des maisons ainsi que le voisinage des entreprises et des centrales nucléaires. La surveillance se réfère aux valeurs limites d'impact et de doses de l'ordonnance sur la radioprotection (OraP) et pour les aliments à celles de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Ces limites permettent d'exclure, en l'état des connaissances actuelles, une mise en danger de la santé de la population. La dose annuelle de la population suisse, estimée en moyenne à 4 mSv (milli-Sievert), provient essentiellement des sources d'origine naturelle: radon 1.6 mSv, exposition externe 0.9 mSv et radionucléides naturels dans le corps 0.4 mSv. Le diagnostique aux rayons X en médecine ajoute 1 mSv et l'ensemble des autres sources artificielles 0.2 mSv. Les centrales nucléaires y contribuent à moins d'un pour-cent. Les différences régionales 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. Les valeurs de ^{137}Césium dans l'herbe et le lait ont nettement diminuées depuis 1986, à l'exception de certaines sortes de champignons indigènes et de sangliers du Tessin qui dépassent partiellement les valeurs limites de l'OSEC. Mis à part les exceptions mentionnées et les valeurs accrues de radon dans certaines habitations les limites ont été respectées en 2002.

En moyenne la population suisse a été préservée en 2002 – aussi dans les régions avec des concentrations de ^{137}Césium accrues ou pour des personnes ayant un comportement extrêmement pénalisant du point de vue de l'alimentation - d'une exposition inadmissible aux rayonnements ionisants. Par contre, dans près de 1 à 2 pour cent des maisons suisses déjà sondées, les habitants sont exposés à une dose de rayonnement trop élevée en raison du gaz radon d'origine naturelle. Nous remercions tous les offices et laboratoires pour leur précieuse collaboration au programme de mesure et à l'élaboration de ce rapport.

Prof. Dr. H. Völkle, Division de Radioprotection,
Office fédéral de la santé publique

A Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse pour 2002: vue d'ensemble

H. Völkle

Section de surveillance de la radioactivité (SUER)
Office fédéral de la santé publique, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(renseignements : tél. 026 300 9161 e-mail : hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Introduction [1)]

Ce chapitre présente une synthèse des résultats des mesures de la radioactivité de l'environnement en 2002:

1) radioactivité de l'environnement;
2) exposition externe;
3) doses de rayonnement pour la population.

Afin de recenser avec suffisamment de précision les sources naturelles et artificielles de radioactivité, ainsi que les phénomènes régissant leur transfert et leur enrichissement dans l'environnement, les programmes de mesures, les points de prélèvements et les méthodes d'analyse sont choisis et mis en oeuvre avec le plus grand soin. La surveillance de la radioactivité dépasse donc les simples contrôles de routine et comprend également des projets de recherche transdisciplinaires. Les grandeurs de référence pour l'évaluation des résultats sont les valeurs limites de doses et d'immission de l'Ordonnance suisse de 1994 sur la Radioprotection (ORaP) et, pour les denrées alimentaires, les valeurs limites et de tolérance de l'Ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC).

L'évaluation des doses de rayonnement à la population repose sur les modèles et les facteurs de dose de l'ORaP, qui se basent dans ses grandes lignes sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) et s'appliquent aux personnes dont le mode de vie et les habitudes alimentaires correspondent à la moyenne.

Pour apprécier le risque d'une irradiation non uniforme, la CIPR recommande, pour les différents organes humains irradiés, de tenir compte des facteurs de risque suivants:

1) *mort due au cancer;*
2) *réduction de l'espérance de vie (mort prématurée) suite à une maladie;*
3) *réduction de la qualité de vie suite à un cancer;*
4) *affections génétiques.*

Ces facteurs de risque ont été déduits principalement des études effectuées sur les survivants des bombes atomiques de Hiroshima et Nagasaki. On présume que les dommages dus au rayonnement augmentent proportionnellement à la dose du niveau le plus bas jusqu'à des doses élevées. Cette hypothèse n'est pas vérifiable pour les faibles doses de rayonnement. Elle se base largement sur le fait établi que même les petites doses endommagent les cellules et qu'il est donc raisonnable d'ajouter ces risques à ceux qui génèrent des cancers spontanés.

En Suisse, la radioactivité mesurée dans l'environnement ainsi que les doses d'irradiation à la population, attribuables à des sources artificielles de rayonnement, ont été jusqu'ici nettement inférieures aux limites légales. Le risque associé apparaît donc faible. Par contre, des valeurs élevées de radon (source naturelle de rayonnement) mesurées dans certaines habitations (chap. 2) sont probablement à l'origine de quelques pour-cent des cas mortels de cancer du poumon en Suisse.

1. Radioactivité dans l'environnement

1.1. Air [2)]

Dans l'air, on ne rencontre tout au plus que des traces des radionucléides artificiels tels que ^{137}Cs (moins de 0.1 mBq/m^3), ^{239}Pu et ^{241}Am. Des traces de ^{65}Zn et d'^{110m}Ag ont également été détectées à Klingnau AG, provenant de l'usine d'incinération de l'Institut Paul Scherrer (PSI). De même, des traces de ^{24}Na ont été mesurées dans les environs immédiats du CERN, provenant des accélérateurs. Ces dernières années, le ^{85}Kr, issu du retraitement du combustible nucléaire (en Europe: La Hague/F et Sellafield/GB), montre une tendance à la hausse avec une concentration moyenne de 1.3 Bq/m^3. En ce qui concerne le tritium (^{3}H), des concentrations maximales d'environ 20 Bq/m^3 ont été mesurées dans l'humidité de l'air à proximité des entreprises qui l'utilisent, ce qui correspond à 1 % de la limite

1) Les **renvois** à des chapitres de la partie B ou à des rapports annuels antérieurs figurent entre crochets, ceux concernant la partie A entre parenthèse. **Unités**, voir A.12

2) Air, voir [chap 4.1 et 7.1, pour Pu et Am, 7.2]

d'immission admise selon l'ORaP. Le système automatique de surveillance de la radioactivité dans l'air, RADAIR, a fonctionné de manière satisfaisante en 2002 (disponibilité de 96 à 99 pour cent) et n'a pas indiqué de valeurs élevées.

La plus grande partie de la radioactivité dans l'air – à l'intérieur des bâtiments surtout – est à mettre sur le compte du gaz **radon**[3)] qui pénètre dans les bâtiments principalement par le sol, en fonction de sa perméabilité au gaz. Par contre, les matériaux de construction et l'eau n'induisent pas de plus fortes concentrations de radon en Suisse. Par leur rayonnement alpha, les produits de filiation du radon peuvent provoquer le cancer du poumon. La banque de données suisse sur le radon contient, à ce jour, des mesures de 47'000 bâtiments (91'000 mesures dont 53'500 dans des locaux habités). La valeur directrice (400 Bq/m^3) est dépassée dans 1'960 habitations et la valeur-limite (1'000 Bq/m^3) dans 590, sans compter les bâtiments déjà assainis. Les régions accusant une valeur moyenne de plus de 200 Bq/m^3 ou enregistrant au moins un dépassement de la valeur-limite sont appelées « région radon ». Jusqu'ici, 2'680 des 2'900 communes suisses ont été prises en compte ce qui correspond à une couverture de 94 pour cent. La moyenne arithmétique dans les habitations suisses (corrigée par étage et pondérée en fonction de la population par région) est de 75 Bq/m^3 avec une valeur médiane de 50 Bq/m^3. On trouve des concentrations de radon plus élevées principalement dans les cantons des Grisons, du Tessin, de Neuchâtel et du Jura, comme aussi, ponctuellement, sur le Plateau. Les maisons d'habitation présentant des valeurs élevées de radon – il y en a quelques milliers en Suisse - sont assainies avec des mesures de technique de construction. De telles mesures ont déjà été réalisées dans certains bâtiments, à commencer par des écoles et des jardins d'enfants.

1.2. Précipitations [4)]

Dans les précipitations, c'est le **tritium** (^{3}H) qui domine, avec quelques Bq/l aujourd'hui, et jusqu'à 10 Bq/l dans le rayon d'influence d'entreprises industrielles ou d'installations nucléaires. Alors que la part naturelle de tritium, d'origine cosmique, est de quelques dixièmes de Bq/l, on constate des concentrations à concurrence de 1'800 Bq/l à proximité immédiate d'entreprises traitant du tritium ou d'usines d'incinération de déchets contenant du tritium. L'ORaP fixe à 12'000 Bq/l la limite d'immission du tritium dans les eaux d'accès public. Pour l'eau potable, la valeur de tolérance selon l'OSEC est de 1'000 Bq/l.

.....

3) Radon [chap. 2]
4) Pluie [chap. 4.1, 7.1 et 9.1]

D'autres **radionucléides artificiels**, comme le ^{137}Cs, ont donné pour chaque mesure mensuelle moins de quelques mBq/l. Le ^{7}Be naturel quant à lui atteint des valeurs comprises entre 0.1 et 1.5 Bq/l.

1.3. Systèmes aquatiques

La **teneur en tritium** dans les rivières s'élève également à quelques Bq/l, à l'exception du Rhin, en aval de Bâle, où une valeur de 8 Bq/l a été mesurée en avril – ce qui ne constitue toutefois pas un dépassement des valeurs limites – en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir page B.8.0.1). Dans les régions industrielles, une faible influence de sources d'émission locales est perceptible. Les immissions de tritium de l'industrie horlogère dans la région de la Chaux-de-Fonds ont diminué ces dernières années, d'une part en raison du moindre emploi du tritium pour les cadrans lumineux de montre et d'autre part, parce que les déchets contenant du tritium sont désormais collectés séparément et parviennent moins souvent à l'usine d'incinération régionale.

Les échantillons d'eau prélevés dans l'Aare, le Rhin, le Rhône et le Ticino n'ont révélé en 2002, à l'exception du tritium, aucune radioactivité artificielle supérieure à 7 mBq/l. En amont des centrales nucléaires, on a relevé, comme seul radionucléide artificiel, du ^{137}Cs provenant des retombées des essais nucléaires (fallout) et de Tchernobyl [5)] ; en aval, des traces de ^{58}Co et ^{60}Co, et par endroits, de ^{54}Mn. Des analyses de **sédiments** effectuées dans les rivières en aval des centrales nucléaires et dans le lac de Lugano ont permis de dresser le bilan des rejets liquides des centrales nucléaires (^{54}Mn: jusqu'à 6 Bq/kg; ^{60}Co: jusqu'à 56 Bq/kg; ^{58}Co: jusqu'à 4 Bq/kg et ^{137}Cs: jusqu'à 22 Bq/kg) et de la contribution de l'accident du réacteur de Tchernobyl [6)].

Les eaux de rejet des **stations d'épuration** des grandes agglomérations ont présenté dans certains cas des traces de ^{131}I, attribuables à la médecine nucléaire (< 1.5 Bq/l), ainsi que du tritium (jusqu'à 500 Bq/l), provenant d'applications industrielles ou de montres au tritium jetées dans les ordures ménagères. A la STEP de la Chaux-de-Fonds, les rejets de tritium ont constamment diminué ces dernières années; en 2002, ils s'élevaient à 1.9 TBq/année (en 1990: 42 TBq). En 2002, 13.5 TBq de ^{3}H ont été traités dans les entreprises de la ville [7)].

.....

5) [chap. 4.2 et 4.4]
6) [chap. 4.2 et 4.4]
7) [chap. 4.1, 4.2 et 9.1]

1.4. Sols [8]

Le sol est un excellent intégrateur de tous les dépôts de l'air. Les teneurs en radionucléides naturels des séries de l'uranium (25-60 Bq/kg) et du thorium (15-40 Bq/kg) varient en fonction de la géologie alors que pour le ^{40}K (200-1000 Bq/kg), également d'origine naturelle, c'est l'utilisation d'engrais au potassium qui joue un rôle. La répartition des radionucléides artificiels révèle également des différences régionales ; elles sont dues aux retombées des explosions nucléaires des années 60 et de Tchernobyl. La part de Tchernobyl est répartie de façon nettement plus hétérogène que celle du fallout, à cause de la variabilité des précipitations enregistrées pendant cette période. Les régions principalement touchées ont été le Tessin et les vallées du sud des Grisons, ainsi que, dans une moindre mesure, les reliefs jurassiens et certaines parties du nord-est de la Suisse. Les valeurs de ^{137}Cs (jusqu'à 200 Bq/kg) et de ^{90}Sr (jusqu'à 20 Bq/kg) demeurent plus importantes dans les Alpes et au sud des Alpes que sur le Plateau. Des échantillons prélevés dans les environs de Studen/SZ dans la vallée supérieure de la Sihl, ont mis en évidence 165 Bq/kg ^{137}Cs, 6.9-13.4 Bq/kg ^{90}Sr, 0.9-2.1 Bq/kg $^{239\text{-}240}$Pu et 0.33-0.79 Bq/kg ^{241}Am. On n'a constaté aucune influence des émissions des centrales nucléaires. En ce qui concerne les rayonnements alpha artificiels, on a mesuré 0.02 à 1.6 $^{239/240}$Pu et 0.01 à 1.5 ^{241}Am Bq/kg M.S., avec des valeurs plus faibles sur le Plateau que dans le Jura et les Alpes. En moyenne, le rapport ^{238}Pu/$^{239\text{-}240}$Pu était de 0.028, et le rapport ^{241}Am/$^{239+240}$Pu de 0.41.

1.5. Végétaux et aliments [9]

Dans les échantillons d'**herbe** et d'aliments, c'est le ^{40}K naturel qui domine. Les radionucléides artificiels tels que le ^{137}Cs et le ^{90}Sr, provenant respectivement de l'accident de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques, et qui sont transférés dans les plantes par les racines, ne se trouvent plus que sous forme de traces. On ne constate aucune influence des installations nucléaires ou des centres de recherche suisses. La distribution régionale de l'activité des plantes reflète celle du sol, avec jusqu'à 26 Bq/kg MS pour le ^{137}Cs au Tessin et des valeurs de ^{90}Sr pouvant atteindre 17 et 39 Bq/kg MS dans les Alpes et au Tessin respectivement. Pour **le lait**, la teneur en ^{137}Cs était partout inférieure à 2 Bq/l, sauf au Tessin avec un maximum de 19 Bq/l. Pour ce qui est du ^{90}Sr, des valeurs comprises entre 0.02 et 0.16 Bq/l ont été mesurées sur le Plateau et dans le Jura, entre 0.5 et 2.2 dans les Alpes et entre 0.2 et 0.4 Bq/l au Tessin. Les seize échantillons de **céréales** ont révélé moins de 0.6, et entre 0.2 et 0.8 Bq/kg respectivement pour le ^{137}Cs et le ^{90}Sr.

Pour **les champignons** indigènes, ce sont encore les bolets bais qui accusent partiellement des valeurs plus élevées (jusqu'à 300 Bq par kg de champignons frais), mais avec une légère tendance à la baisse. Aucune valeur dépassant la limite de tolérance de 600 Bq/kg n'a été relevée. C'est le cas également pour les champignons importés, avec une valeur maximale de 530 Bq/kg ^{137}Cs (pieds de mouton). Pour les champignons importés, un certificat de radioactivité demeure obligatoire.

Pour **le gibier** importé (chevreuil et cerf), des concentrations maximales de ^{137}Cs de 32 Bq/kg ont été enregistrées. Les 188 sangliers tirés au Tessin pendant l'hiver 2002/2003 ont été mesurés sur place au moyen d'un instrument dosimétrique, afin que le vétérinaire puisse autoriser leur consommation. Un animal qui présentait des valeurs nettement supérieures aux autres (6950 Bq/kg ^{137}Cs) a dû être confisqué. Pour les autres animaux, les valeurs relevées étaient beaucoup plus basses de sorte qu'il n'a pas été nécessaire de prendre des mesures.

1.6. Carbone 14 dans les plantes [10]

Le ^{14}C est assimilé par les plantes en phase de croissance à partir du CO_2 dans l'air. Dans les années 60, les essais nucléaires ont été la cause d'une augmentation de 100% du ^{14}C par rapport au niveau naturel; aujourd'hui, cette part est encore de 80 ‰ environ; elle est mesurée à la station de référence près de Berne. Les feuillages analysés à proximité des réacteurs à eau bouillante de Mühleberg et de Leibstadt accusent des augmentations supplémentaires de 40 à 240 ‰. Près des réacteurs à eau pressurisée de Beznau et Gösgen, du PSI et de l'usine d'incinération de NOVARTIS à Bâle, on n'a pas relevé d'augmentation par rapport à la station de référence, alors que sur l'ancien terrain industriel de SANDOZ et près de ROCHE, les concentrations atteignaient 330 ‰. La part naturelle de ^{14}C dans les plantes, due au rayonnement cosmique, est de 227 Bq/kg C, produisant une dose de 0.013 mSv par année. Une activité supplémentaire de ^{14}C de 100 ‰ induit une dose hypothétique maximale (effective) d'un millième environ de Sv par an.

.....

[8] sol [chap. 4.3 et 7.2]

[9] herbe et denrées alimentaires [chap. 4.3 et 5.1]

.....

[10] mesures ^{14}C [chap. 7.1]

1.7. Radioactivité dans le corps humain [11)]

Les mesures du corps entier ainsi que les analyses de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres permettent d'évaluer la quantité de radionucléides incorporés avec la nourriture. Les mesures du corps entier d'habitants de Bâle ont révélé une activité maximale de ^{137}Cs de 23 Bq chez les femmes et de 38 Bq chez les hommes. Pour les 595 personnes mesurées au PSI dans le cadre de la surveillance des personnes, la valeur maximale était de 300 Bq, mais avec 96,6 pour cent se situant sous la limite de détection (60 Bq). Le ^{40}K naturel est demeuré constant à 3300 Bq chez les femmes et 4500 Bq chez les hommes. Dans les vertèbres et les dents de lait, la teneur en ^{90}Sr était de 0.03 Bq/g Ca.

2. Doses d'irradiation externe

2.1. Rayonnement naturel

L'exposition externe vient avant tout du rayonnement cosmique et terrestre. Les sources de rayonnements terrestres sont les radionucléides naturels présents dans le sol et dans les matériaux de construction. Le rayonnement cosmique dépend de l'altitude, étant donné qu'il est atténué par l'atmosphère [12)]. En Suisse, le débit de dose moyen en plein air est voisin de 90 nSv/h, avec des valeurs comprises entre 40 et 230 nSv/h. A l'intérieur des maisons, la dose se situe environ 10% au-dessus de celle en plein air à cause des radionucléides naturels contenus dans les matériaux de construction.

2.2. Radioactivité artificielle

La contribution rémanente de l'accident de Tchernobyl d'avril 1986 et des essais nucléaires des années 60 ne représente actuellement plus que quelques pour-cent de l'exposition externe globale, à l'exception du Tessin où elle atteint aujourd'hui encore 30% [13)].

Des endroits limitrophes des centrales nucléaires de Mühleberg et Leibstadt (rayonnement ^{16}N du réacteur à eau bouillante), du PSI et du CERN montrent une influence du rayonnement direct de ces installations de quelques 100 nSv/h. Compte tenu du séjour restreint de personnes dans ces endroits, les doses de rayonnements sont insignifiantes [14)].

.....

11) radionucléides dans le corps humain [chap. 6.1 et 6.2]
12) rayonnement cosmique [chap. 10.3 dans rapport 1999] http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf
13) mesures du débit de dose [chap. 3.1 et 3.2]
14) centrales nucléaires [chap. 8.3]

2.3. Aéroradiométrie [15)]

Des mesures sont effectuées chaque année, dans des régions sélectionnées, à bord d'un hélicoptère de l'armée à l'aide d'un spectromètre gamma NaI. Le secteur est quadrillé et surveillé à 100 m d'altitude environ. Un programme de traitement des données établit ensuite la carte du rayonnement du territoire étudié. L'instrument de mesure, dont l'utilisation est coordonnée par la Centrale nationale d'alarme (CENAL), permet d'établir rapidement une carte d'une région contaminée suite à un accident; il peut aussi servir à trouver des sources de rayonnement perdues.

En 2002, les secteurs mesurés ont été le voisinage des centrales nucléaires de Beznau et Leibstadt ainsi que de l'Institut Paul Scherrer. Les mesures n'ont pas établi une augmentation de la radioactivité comparée aux années précédentes. Un exercice de mesure international (ECCOMAGS) était prévu dans le sud-ouest de l'Ecosse en été 2002. Mais comme les équipes de mesure étrangères (avec hélicoptères militaires) n'ont pas obtenu d'autorisation de vol du Ministère anglais de la défense, les mesures n'ont pu être effectuées.

3. Irradiation de la population

3.1. Radioactivité naturelle et rayonnement cosmique

La contribution majeure à la dose d'irradiation de la population provient du radon (^{222}Rn) et de ses descendants radioactifs dans les locaux d'habitation et de travail. Le radon est certes un gaz naturel de par son origine, mais ses fortes concentrations dans les bâtiments sont un « mal de civilisation ». Les enquêtes réalisées jusqu'en 2002 en Suisse dans environ 47'000 habitations indiquent une moyenne arithmétique corrigée de 75 Bq/m^3 (valeur médiane 50 Bq/m^3). Le calcul de la dose se base sur un séjour moyen de 7'000 heures par an dans l'habitation et de 2'000 heures par an à la place de travail. Pour des facteurs de dose de $2.44*10^{-6}$ et $3.17*10^{-6}$ mSv respectivement par Bq/m^3 et par heure [16)], on arrive à une dose de radon moyenne de 1.6 mSv par année pour l'ensemble de la population. Est inclus un supplément de 10% pour le thoron (^{220}Rn), un gaz à courte durée de vie et naturellement radioactif. Pour 1 à 2 % de la population, la dose est de 10 mSv par année, pour 0.2 %, de 25 mSv par année. Selon des estimations conservatrices, le radon pourrait être responsable de quelques pour-cent des cas mortels de cancer des poumons. Les radionucléi-

.....

15) aéroradiometrie [chap. 3.3]
16) Rapport 1993, p. B.2.3

des naturels parviennent aussi dans notre corps avec la nourriture et occasionnent des doses annuelles moyennes de l'ordre de 0.38 mSv dont la moitié environ est à mettre sur le compte du ^{40}K. Le reste provient des nucléides des séries d'uranium et de thorium ainsi que des radionucléides d'origine cosmique tritium, ^{14}C, ^{7}Be, etc.

Des radionucléides naturels présents dans le sol contribuent également aux doses de rayonnements externes. Cette contribution dépend fortement des teneurs locales du sol en radionucléides et du mode de vie. Le rayonnement naturel en plein air se situe, dans les régions habitées de Suisse, entre 0.35 et env. 0.8 mSv/an. A quoi s'ajoute le rayonnement cosmique qui augmente en fonction de l'altitude (p. ex. 0.35 mSv/an à Locarno, 0.4 à Zurich et 0.75 à St-Moritz). A l'intérieur, la dose est supérieure d'environ 10% à celle en plein air. Au total, la population suisse est soumise annuellement à près de 3 mSv d'origine naturelle.

Sources de rayonnement naturel (mSv/an)

Source	Moyenne	Domaine
Rayonnement externe	0.9 [17)]	0.5 - 2.0
Aliments	0.4 [18)]	0.2 - 0.5
Habitations (radon)	1.6	0.3 - plus de 20 [19)]
Somme	**3**	**1** à plus de **20**

3.2. Doses induites par la civilisation

La part prépondérante des **rayonnements externes** provient d'applications médicales et de l'exposition professionnelle aux rayons dans les centrales nucléaires, l'industrie, le commerce, les services publics, la recherche et la médecine, ainsi que des sources dites faibles (biens de consommation et objets courants contenant de faibles doses de radioactivité). La contribution de la radioactivité artificielle à l'irradiation externe ne peut être estimée que de façon approximative. En cas de séjour permanent en plein air, la dose serait de 0.01 et 0.5 mSv par an. Cette grande dispersion est la conséquence des différences régionales quant au dépôt de ^{137}Cs consécutif à l'accident de Tchernobyl. Les centrales nucléaires suisses, le PSI et le CERN n'y contribuent pas de façon significative.

Les radionucléides artificiels incorporés avec la nourriture - ^{137}Cs et ^{90}Sr surtout - occasionnent une **irradiation interne**. Des mesures du corps entier de collégiens ont mis en évidence des doses de ^{137}Cs inférieures à 1 micro-Sv par année.

De manière générale, la dose de **radioactivité artificielle** – médecine et sources faibles exclues – de la majorité de la population est de 0.01 à 0.05 et, exceptionnellement jusqu'à 0.1 mSv par année.

Accident de Tchernobyl: impacte sur la Suisse voir: http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf

Sources de rayonnement artificiel (mSv/an)

Source		Moyenne	Domaine
Médecine	Diagnostic par rayons X [20)]	1	0 – 30
	Médecine nucléaire [21)]	0.04	0 – 80
Sources faibles	Objets et biens de consommation contenant des substances radioactives [22)]	0.1	0 - ?
Radioactivité artificielle à large échelle	Tchernobyl	0.01	jusqu'à 0.5
	Retombées d'essais nucléaires	< 0.01	
	^{85}Kr de retraitement	0.02	
Immissions radioactives	Entreprises et centrales nucléaires	≈ 0	jusqu'à 0.015
Exposition professionnelle	65'079 personnes professionnel lement exposées [23)]	0.07	< 20 *) (98% < 1)

*) une valeur entre 20 et 50

.....

17) Dont rayonnement cosmique: 300 m 0.35 mSv/an. Un vol Suisse-Amérique du Nord, dose supplémentaire de 0.04 mSv; pour le personnel volant et les personnes voyageant fréquemment en avion, dose supplémentaire moyenne de 3 mSv/an [1999; 10.3]. http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

18) Dont en micro-Sv par an: ^{40}K = 200; ^{87}Rb = 6; ^{3}H = 0,01; ^{7}Be = 3; ^{14}C = 12; ^{22}Na = 0,2 U, Th et Ra = 30; ^{210}Pb + ^{210}Bi + ^{210}Po = 120 micro-Sv/an.

19) Plus de 10 mSv/an et plus de 25 mSv/an pour 1 à 2 % et 0.2% respectivement de la population.

.....

20) Sondage 1996/99 de l'IRA/OFSP [1999; 10.1]

21) Sondage de 1989/90, J. Roth, Hôp. Cant. BS

22) Par ex. montres avec aiguilles luminescentes à base de tritium, radionucléides naturels dans carrelage, Th dans manchons à incandescence ou céramique dentaire, avertisseurs de fumée à ionisation, ^{210}Po dans fumée de cigarettes, etc.

23) Centrales nucléaires, médecine, recherche, industrie et administrations publiques. Source: rapport dosimétrie de l'OFSP 2002, voir aussi http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2002-df.pdf

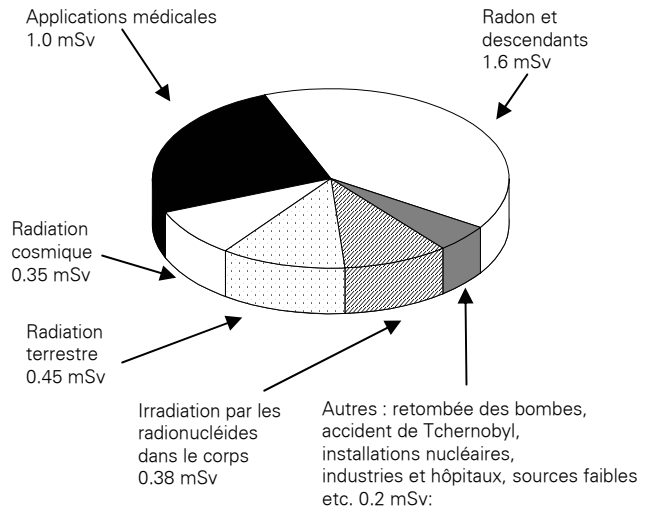
24) Usine d'incinération de déchets spéciaux, Bâle-Ville

Quelques exemples (mSv/an)

^{137}Cs dans le lait	1 l/jour avec 20 Bq/l (=VT)	0. 05
^{137}Cs dans les champignons	200 g/semaine avec 600 Bq/kg	0.09
^{226}Ra dans l'eau minérale	1 l/jour avec 1 Bq/l (= VL)	0.08
^{14}C dans les légumes	200 g/jour des environs de la stationd'incénération de Bâle (SVA) [24)]	0.002
^{3}H dans l'eau de pluie (utilisée comme eau potable)	2.2 l/jour à 1000 Bq/l (des environs d'une entreprise traitant du tritium)	0.01
^{137}Cs dans le sol au Tessin	Travail pendant une année dans un champ à la plus forte concentration de CS	0.1
Rayonnement direct à proximité d'une centrale nucléaire	1 h/jour à la clôture de la centrale	0.1

VT = valeur de tolérance (OSEC)
VL = valeur limite (OSEC)

Contributions moyennes à l'exposition au rayonnement de la population suisse (dose globale: 4 mSv/an)



Définitions, unités et prescription

La radioactivité est une propriété des atomes instables de modifier leur noyau (désintégration radioactive) lors de leur transition vers un état de plus grande stabilité en émettant un rayonnement (ionisant) caractéristique sous la forme de particules alpha ou bêta ainsi que de photons gamma. La radioactivité naturelle fait depuis toujours partie de notre environnement. La radioactivité artificielle est libérée lors des explosions d'armes nucléaires, mais peut aussi provenir des installations nucléaires ainsi que des industries et des hôpitaux qui utilisent des radionucléides.

La radioactivité d'une substance s'exprime en Becquerel (Bq). 1 Bq correspond à une désintégration par seconde. Pour les préfixes et leur signification, voir tableau ci-dessus. Dans le passé, l'unité Curie (Ci) était couramment utilisée (1 nCi = 37 Bq resp. 1 Bq = 27 pCi).

Pour apprécier **le risque lié aux rayonnements** envers la population, on détermine la **dose efficace** en mSv ou en µSv. Cette grandeur tient compte de la sensibilité spécifique des organes humains et de la nocivité particulière des différents types de rayonnements. La dose efficace se détermine comme suit : en premier lieu, on calcule la dose absorbée, i.e. l'énergie absorbée par l'organe cible. A l'aide de facteurs de pondération, les doses aux différents organes sont converties en doses au corps entier impliquant le même risque. La somme de ces doses équivalentes au corps entier représente la dose efficace. Ces différentes étapes ainsi que les facteurs de pondération correspondants sont précisés à la page C-2.

Conformément à **l'ordonnance sur la radioprotection** (ORaP), les doses à la population liées à la radioactivité de l'environnement et à la civilisation - à l'exclusion toutefois du radon et des applications médicales - ne doivent pas dépasser 1 mSv par an et celles aux personnes exposées professionnellement 20 mSv par an. Pour l'air et l'eau du domaine public, l'ordonnance fixe des limites d'impact, dont l'épuisement pour une charge permanente de l'eau potable et de l'air entraînerait chacun 0.2 mSv par an. Le rayonnement direct ne doit pas donner lieu en dehors de l'enceinte de l'entreprise à des doses ambiantes excédant, par année, 1 mSv dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et 5 mSv dans tout autre endroit public. Des valeurs limites et de tolérance pour les radionucléides dans les denrées alimentaires sont publiées dans l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Du point de vue de la radioprotection, la valeur limite est essentielle, tandis que la valeur de tolérance traduit simplement un critère de qualité, qui ne signifie cependant aucun risque pour la santé. L'émission de substances radioactives se fait de manière contrôlée dans l'environnement, selon les limites de rejets fixées par les autorités qui délivrent l'autorisation. A titre d'exemple, les limites de rejets pour les installations nucléaires sont fixées de sorte qu'aucun riverain ne puisse recevoir une dose additionnelle supérieure à 0.2 mSv par an. Pour le gaz radon, une valeur limite de 1000 Bq par m^3 s'applique aux locaux d'habitation et aux séjours. En cas de dépassement de cette valeur limite, les bâtiments doivent être assainis. Pour les constructions nouvelles ou celles en transformation, une valeur directrice de 400 Bq/m^3 ne doit pas être dépassée.

Préfixes et leurs significations

fBq	femto	10^{-15}
pBq	pico	10^{-12}
nBq	nano	10^{-9}
µBq	micro	10^{-6}
mBq	milli	10^{-3}

kBq	kilo	10^{3}
MBq	Mega	10^{6}
GBq	Giga	10^{9}
TBq	Tera	10^{12}
PBq	Peta	10^{15}

A Environmental Radioactivity and Radiation Doses in Switzerland in 2002: Summary

H. Völkle

Environmental Radioactivity Section (SUER)
Swiss Federal Office of Public Health (FOPH / BAG),
Chemin du Musée 3, CH-1700 FRIBOURG
(For further information: Tel. +41 (0)26 300 9161; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Summary [1)]

This Part of the Report (Part A) summarises the results obtained from monitoring radioactivity in the environment in 2002:

1) Radioactivity in the environment,
2) External radiation,
3) Radiation doses.

In deciding on the programme of measurements, the sampling stations and the analytical techniques, due consideration is given to adequate redundancy in order to satisfy the objective of including all sources of natural and artificial radiation and of considering the most important transport and enrichment processes in the environment. What is involved is thus more than a straightforward monitoring programme, since it includes interdisciplinary research projects too. The reference parameters for assessing the results are the dose and ambient air-concentration limits as laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance (StSV, Strahlenschutzverordnung) of 1994 and the tolerance and limit values for food laid down in the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants ("FIV", Fremd- und Ihaltsstoffverordnung).

The calculation of the population's radiation doses is based on the models and dose factors contained in the Radiological Protection Ordinance, which are based, in turn, on the recommendations of the International Commission for Radiological Protection (ICRP) and apply for people who may be considered as average members of the population in terms of their lifestyle and nutritional habits.

The ICRP recommends a way of catering for the risk resulting from radiation that is not distributed evenly: radiation-risk factors are established for the various irradiated human organs. These take into account:

1) death through cancer,
2) reduction in life expectancy (premature death) as a consequence of a disease,
3) reduction in the quality of life as the consequence of a disease,
4) sufferings with a genetic cause.

These risk factors have been derived primarily from investigations carried out on the survivors of the atomic bombs dropped on Hiroshima and Nagasaki. The working assumption is that radiation damage increases linearly from the lowest dose range up to high dose levels. There is no available means of verifying this assumption for the low end of the dose range. It is largely based on the recognised fact that even small doses can cause cell damage that may lead to illnesses. It makes sense to add these to the spontaneous damage that exists anyway, triggering spontaneous occurrences of cancer.

In Switzerland, both the values for radioactivity in the environment and the population's radiation doses from artificial radiation sources have to date always been way below the statutory limits, and the corresponding radiation risk is thus low. The situation is different as far as radon, a radiation source occurring naturally, is concerned, and its higher values in residential buildings (see chapter 2) are probably responsible for a few percent of the lung-cancer deaths in Switzerland.

1. Radioactivity in the environment

1.1. Atmosphere [2)]

Artificial radionuclides in the atmosphere, such as ^{137}Cs (less than 0.1 mBq/m^3), ^{239}Pu and ^{241}Am, are only detectable at trace levels (if at all). In Klingnau (Canton Aargau), for instance, traces of ^{65}Zn and ^{110m}Ag from the Paul Scherrer Institute (PSI) incineration plant were detected as was ^{24}Na at CERN,

1) **References** to chapters in Part B of the present Report or to earlier annual reports are contained in square brackets; references to Part A (this part) are in round brackets. **Units** are listed on page A.24.

2) For atmosphere, see: [sections 4.1 and 7.1; for Pu and Am: 7.2]

from its accelerators. With a mean of 1.3 Bq/m^3, ^{85}Kr from the reprocessing of nuclear fuels (in the European facilities of La Hague in France and Sellafield in the United Kingdom) has displayed an increasing trend in recent years. Tritium (^{3}H) reaches values of up to approximately 20 Bq/m^3 in atmospheric moisture in the near vicinity of tritium-processing plant (which is 1% of the limit value for ambient concentrations laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance). RADAIR, the automatic monitoring network for radioactivity in the atmosphere, functioned satisfactorily in 2002, with an availability in the range of 96–99%, without showing any unduly high values.

In the air (especially inside buildings) the principal component of radioactivity comes from the natural inert gas **radon** [3)]. Most of this penetrates the buildings from the subsoil, depending on how permeable it is. On the contrary, neither building materials nor water lead to increased radon concentrations in Switzerland. Radon's radioactive decay nuclides may trigger lung cancer through their alpha radiation. The Swiss radon database now contains measurements from some 47'000 residential buildings (with a total of 91'000 measurements, 53'500 of them in rooms regularly occupied). In 1960 regularly occupied rooms the measurements exceeded the guideline value (400 Bq/m^3) and in 590 of them they exceeded the limit value (1000 Bq/m^3). These figures do not include those buildings that have already had remedial work performed on them. The term "radon-affected areas" is applied to all regions with a mean value greater than 200 Bq/m^3 or a single measurement in excess of the limit value. So far 2680 of the 2900 communes in Switzerland have had measurements made in them (the "commune" being the geographic unit of local government). Once corrections have been made to account for different floors in buildings and regional population concentrations, the resulting arithmetical mean for Switzerland as a whole is 75 Bq/m^3, with a median value of 50 Bq/m^3. Higher radon concentrations occur especially in the cantons of Graubünden (Grisons), Ticino (Tessin), Neuchâtel (Neuenburg) and Jura, with isolated occurrences in the Swiss Mittelland too. Dwellings with elevated radon values (a few thousand taking Switzerland as a whole) have remedial engineering work performed on them. Such work has already been carried out on a number of other buildings too, especially schools and kindergartens.

1.2. Precipitation [4)]

In precipitation, it is **tritium** (^{3}H) that predominates and today it still has a few Bq/l, reaching a maximum of 12 Bq/l in areas affected by industrial operations and nuclear facilities. Its natural component, produced by cosmic radiation, is a few tenths of a Bq/l. In the immediate vicinity of plant processing tritium or incinerating waste, values of just short of 1800 Bq/l have been recorded. For water to which the public has access, the ambient concentration limit laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance is 12'000 Bq/l. The tolerance value for drinking water laid down in the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants ("*FIV", Fremd- und Inhaltsstoffverordnung*) is 1000 Bq/l.

Other **artificial radionuclides**, such as ^{137}Cs, displayed less than a few mBq/l in all the monthly samples. Naturally-occurring ^{7}Be, which is produced by cosmic radiation, was between 0.1 and 1.5 Bq/l.

1.3. Aquatic systems

The **tritium content** of rivers is also generally only a few Bq/l. One exception to this was the River Rhine downstream of Basel, where a value of 8 Bq/l was determined in April. This was found to have been caused by the nuclear power station in Gösgen, but was still within its permitted limits (see page B.8.0.1). In the industrialised regions, a weak effect is detectable caused by local emitters. Tritium pollution from the clock and watch industry in and around La Chaux-de-Fonds has declined in recent years, one reason being that the use of tritium for fluorescent clock digits has declined and another being that waste containing tritium is now collected and less of it thus makes its way into the regional waste-incineration facilities.

In aggregate monthly samples taken from the rivers Aare, Rhine, Rhone and Ticino, the level of artificial radioactivity (without Tritium) was less than 7 mBq/l in 2002. Upstream of the nuclear installations, the only artificial radionuclide to be detected was ^{137}Cs from fallout and Chernobyl [5)], whereas downstream of them there were also traces of ^{58}Co and ^{60}Co and isolated cases of ^{54}Mn too.

Sediment samples taken from the rivers downstream of the nuclear installations make it possible to draw up a balance of the liquid discharges from the nuclear-power stations (^{54}Mn: up to 6 Bq/kg, ^{60}Co: up to 56 Bq/kg, ^{58}Co: up to 4 Bq/kg and ^{137}Cs: up to 22 Bq/kg) and the contribution due to the Chernobyl reactor accident [6)].

---

3) For radon, see: [section 2]

4) For rain, see: [sections 4.1, 7.1 and 9.1]

5) See: [sections 4.2 and 4.4]

6) See: [sections 4.2 and 4.4]

Effluents from the **sewage works** serving the larger conurbations show isolated traces of ^{131}I from nuclear medicine (< 1.5 Bq/l) and also tritium values of up to approximately 500 Bq/l; this latter is derived from industrial applications, tritium clocks and watches and miscellaneous waste containing tritium disposed of as general waste. At the waste-incineration facility in La Chaux-de-Fonds the amount of tritium discharged has declined steadily in recent years and was down at a level of 1.9 TBq in 2002, whereas in 1990 it was still as high as 42 TBq. In 2002, 13.5 TBq of ^{3}H were still being processed by industrial operations in the town of La Chaux-de-Fonds [7].

1.4. Soil [8]

In the soil, which is a good integrator for all airborne deposits, the natural decay series of uranium (25-60 Bq/kg) and thorium (15-40 Bq/kg) vary according to the geological substrate. In the case of ^{40}K (200-1000 Bq/kg), which is also a naturally-occurring isotope, the application of potassium fertilisers plays a part. The artificial radionuclides display regional differences too, and these are linked to the fallout from the atmospheric nuclear-weapons tests and the Chernobyl reactor accident. It is noticeable that the Chernobyl component is less evenly distributed than the fallout component, which is explained by the differing amounts of precipitation at the time of that accident. The more strongly affected districts were Canton Ticino and the southern valleys of Canton Graubünden and, to a lesser extent, Canton Jura and parts of northeast Switzerland. The values of ^{137}Cs (up to 200 Bq/kg) and ^{90}Sr (up to 20 Bq/kg) are still higher in the Central and Southern Alps than in the Swiss Mittelland. Soil samples near Studen (Canton Schwyz) in the upper Sihl Valley showed up to 165 Bq/kg ^{137}Cs, 6.9-13.4 Bq/kg ^{90}Sr, 0.9-2.1 Bq/kg $^{239\text{-}40}$Pu and 0.33-0.79 Bq/kg ^{241}Am. No evidence was found of the soil being affected by the nuclear installations. Amongst the artificial alpha sources, $^{239/240}$Pu caused between 0.02 and 1.6 Bq/kg dry matter and ^{241}Am between 0.01 and 1.5 Bq/kg, with the values measured in the Swiss Mittelland being lower than those in the Jura and Alps. The mean ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu ratio was 0.028, whilst that of ^{241}Am/$^{239+240}$Pu was 0.41.

1.5. Plants and food [9]

In samples of **grass** and foodstuffs, it is the naturally-occurring ^{40}K that dominates. Artificial radionuclides, such as ^{137}Cs or ^{90}Sr from the Chernobyl reactor accident and/or the nuclear-weapons tests, which plants assimilate through their roots, have now declined to trace levels only. There is no discernible evidence of any effect from the Swiss nuclear power stations or research facilities. The regional distribution of radioactivity matches the pattern for the soil, with up to 26 Bq/kg dry matter for ^{137}Cs in Ticino and up to 17 or 39 Bq/kg dry matter for ^{90}Sr in Ticino and the Alps respectively. In **milk**, the ^{137}Cs content was consistently below 2 Bq/l (with the exception of Ticino, with a maximum of 19 Bq/l). The ^{90}Sr content in milk in the Swiss Mittelland and Jura was between 0.02 and 0.16 Bq/l, in the Alps between 0.5 and 2.2 and in Ticino between 0.2 und 0.4 Bq/l. Sixteen **samples of cereals** yielded less than 0.6 Bq/kg for ^{137}Cs and between 0.2 and 0.8 Bq/kg for ^{90}Sr.

Amongst indigenous **fungi**, boletus and some other species are sometimes still showing higher values of up to approximately 300 Bq/kg fresh weight, although with a downwards trend. None of the samples exceeded the tolerance value of 600 Bq/kg. This also applies to imported fungi, whose ^{137}Cs values reached a maximum of 530 Bq/kg (hedgehog fungus, *Hydnum repandum*). Switzerland continued to require radioactivity certificates for imported fungi.

The measurements made on imported **venison** (roe deer and red deer) still produced ^{137}Cs values of up to 32 Bq/kg. An in situ sampling measurement with a dose-rate measuring device was made on the 188 wild boars shot in Canton Ticino in the winter of 2002/03, in order to give the cantonal veterinary surgeon the necessary information to decide on releasing them for human consumption. In the case of one animal, that had markedly higher values than all the others and had to be confiscated, the subsequent laboratory measurements produced a figure of 6950 Bq/kg ^{137}Cs. For all the other animals the values measured were very much lower, so no particular action needed to be taken.

1.6. Carbon-14 in plants [10]

^{14}C is taken up by plants when they assimilate carbon dioxide from the atmosphere during their growth phase. In the 1960s, the nuclear-weapons tests led to a doubling compared with natural ^{14}C produced by cosmic radiation. Today, its share is still around 80 ‰ and is measured at the reference station just outside of Berne. Foliage from trees in the vicinity of the two boiling-water nuclear power stations, Mühleberg and Leibstadt, shows an additional increase of 40–240 ‰. No increase compared with the reference station was determined in the neighbourhood of the pressurised-water reactors in Beznau and Gösgen, the PSI and No-

7) See: [sections 4.1, 4.2 and 9.1]
8) For soil, see: [sections 4.3 and 7.2]
9) For grass and food respectively, see: [sections 4.3 and 5.1]
10) For ^{14}C measurements, see: [section 7.1]

vartis's incinerator in Basel, but there were higher values of up to 330 ‰ on the site formerly occupied by Sandoz and at Roche. The natural ^{14}C component in plants, which is caused by cosmic radiation, amounts to 227 Bq/kg C and leads to 0.013 mSv per annum. An additional ^{14}C activity of 100% leads to a hypothetical maximum (effective) dose of roughly one thousandth of a sievert per annum.

1.7. Radionuclides in the human body [11)]

Whole-body measurements and ^{90}Sr determinations in milk teeth and vertebrae are used to establish the actual uptake of radionuclides with food. Whole-body measurements on people in Basel showed ^{137}Cs activity of up to 23 Bq in women and up to 38 Bq in men. Amongst the 595 individuals at the PSI who were measured as part of the personnel monitoring programme the maximum value was around 300 Bq, whilst 96.6% of them were below the detection limit of 60 Bq. The naturally occurring ^{40}K amounts to around 3300 Bq in women and 4500 Bq in men. In human vertebrae and milk teeth, the ^{90}Sr content still stood at 0.03 Bq/g Ca.

2. External radiation doses

2.1. Natural radiation

The principal contributions to the external radiation dose come from terrestrial and cosmic radiation. The first of these comes from natural radionuclides in the soil and in building materials; the second depends on altitude above sea-level, since it is attenuated through the atmospheric layer that shrouds the Earth [12)].

The mean outdoor dose rate in Switzerland is around 90 nSv/h and varies within a range of 40 and approximately 230 nSv/h. The indoor dose is around 10% higher than the outdoor one on account of the natural radionuclides in building materials.

2.2. Artificial radioactivity

Today, the radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident of April 1986 and the atmospheric nuclear-weapons tests accounts for only a few percent of the external dose rate, with the only exception being Canton Ticino, where this contribution still amounts to up to 30% [13)].

There are a few places right next to the perimeter fences around the nuclear power stations in Mühleberg and Leibstadt (^{16}N radiation from the boiling-water reactor), the PSI and CERN where values of up to a few hundred nSv/h occur at times as a result of direct radiation. Since people spend so little time in such locations, the resultant individual doses are insignificant [14)].

2.3. Aerial radiometry [15)]

Every year, a NaI gamma spectrometer mounted onboard a Swiss army helicopter is used to measure selected regions from the air. The areas under investigation are flown over at an altitude of approximately 100 m in a grid pattern of parallel trajectories. The evaluation program then generates a radiation map of the territory flown over. Using the device, whose deployment is coordinated by the Swiss National Alarm Centre, it is possible to produce a map of contaminated territory quickly after an accident; it can also be used to look for any radiation sources that have been lost.

The areas surveyed in 2002 were the neighbourhoods of the nuclear power stations in Beznau and Leibstadt and the PSI. The results show no increase in radioactivity compared with earlier years. During an international measuring exercise (EC-COMAGS) in the southwest of Scotland in the summer of 2002, measurement teams with military aircraft from outside of the United Kingdom were not given flying permits by the U.K. Ministry of Defence, so that it proved impossible to make the planned measurements.

3. Population's radiation doses

3.1. Natural and cosmic radiation

The biggest single radiation-dose contribution comes from radon (^{222}Rn) and its decay products in residential and work premises. In terms of its origin, this radiation is natural, but the increased concentrations to which people are subjected indoors are caused by civilisation. Surveys carried out in around 47'000 residential buildings in Switzerland up until the year 2002 resulted in a weighted arithmetical mean of 75 Bq/m^3 (and a median of 50 Bq/m^3). Working on the assumptions that a person spends 7000 hours at home every year and 2000 hours at his or her place of work and that the dose factors are $2.44*10^{-6}$ and $3.17*10^{-6}$ mSv per Bq/m^3 per hour for these two places respectively [16)], then the resulting mean

11) For radionuclides in the body, see: [sections 6.1 and 6.2]
12) For cosmic radiation, see also the 1999 annual report, section 10.3: http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf
13) For dose measurements, see: [sections 3.1 and 3.2]
14) For measurements near the nuclear facilities see: [section 8.3]
15) For aerial radiometry, see: [section 3.3]
16) Cf. 1993 Annual Report, page B.2.3

radon dose for the Swiss population is 1.6 mSv per annum. This figure includes a 10% allowance for the short-lived natural radioactive inert gas thoron (^{220}Rn). For about 1–2% of the population the dose stands at 10 mSv/a and for 0.2% at 25 mSv/a. According to conservative estimates, radon is likely to be responsible for a few percent of the lung-cancer deaths.

Naturally occurring radionuclides also make their way into the body in food and lead to mean annual doses of around 0.38 mSv, with ^{40}K accounting for about half of this. The rest comes from the nuclides of the natural decay series of uranium and thorium as well as from the cosmogenic radionuclides, tritium, ^{14}C, ^{7}Be, etc.

Naturally occurring radionuclides in the soil also contribute to the external radiation dose. Their actual contribution depends very much on the local radionuclide content of the soil and people's living habits. The natural terrestrial radiation dose outdoors in populated regions of Switzerland lies in the range of 0.35 to approximately 0.8 mSv per annum. Added to this is the contribution from cosmic radiation, which increases with altitude above sea-level; examples are: Locarno = 0.35, Zurich = 0.4 and St. Moritz = 0.75 mSv per annum. Inside dwellings, the dose is roughly 10% higher than outdoors. The total annual dose from natural sources is around 3 mSv.

Natural radiation sources (mSv/a)

Source	Mean	Value range
External radiation	0.9 [17)]	0.5 – 2.0
Food	0.4 [18)]	0.2 – 0.5
Radon in the home	1.6	0.3 – > 20 [19)]
Total	**3**	**1 – > 20**

3.2. Doses due to artificial radioactivity

The contribution to the **external radiation dose** comes mainly from medical applications and exposure to radiation at the place of work in nuclear power stations, industries, trades and crafts, public services, research and medicine and also from so-called "minor sources". This latter category includes consumer and utilitarian goods that contain minute amounts of radioactivity. It is not possible to do more than give an approximate indication of the contribution that artificial radionuclides in the soil make to the external dose. Working on the basis of conservative assumptions, a person spending the whole time outdoors receives between 0.01 and 0.5 mSv per annum. This large scatter band is a consequence of the regional differences in the ^{137}Cs deposits following the Chernobyl reactor accident. The Swiss nuclear power stations, the PSI and CERN do not make any significant contribution.

The **internal radiation dose** comes mainly from artificial radionuclides (principally from ^{137}Cs and ^{90}Sr) in food. Whole-body measurements made on school classes showed doses of incorporated ^{137}Cs of less than 1 micro-Sv per annum.

Taken as a whole, the annual radiation dose for the majority of people living in Switzerland caused by **artificial radioactivity** (but excluding medicine and minor sources) lies within the range of 0.01 to 0.05 mSv; in individual cases, it is up to 0.1 mSv p.a.

Chernobyl in Switzerland: see
http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf

Artificial radiation sources (mSv/annum

Source		Mean	Value range
Medicine	X-ray diagnosis [20)]	1	0–30
	Nuclear medicine [21)]	0.04	0–80
"Minor sources"	Radioactive substances in utilitarian objects and consumer goods [22)]	0.1	0 - ?
Artificial radioactivity spread on a large scale	Chernobyl	0.01	up to 0.5
	Fallout from nuclear weapons	< 0.01	
	^{85}Kr from nuclear reprocessing	0.02	
Radioactive ambient concentrations	Industrial operations and nuclear installations	≈ 0	up to 0.015
Exposure to radiation at the workplace	65 079 individuals exposed to radiation on account of their occupation [23)]	0.07	< 20 [*)] 98.% <1

*) A value between 20 and 50

17) Including 0.35 mSv p.a. due to cosmic radiation at 300 m. A single flight between Switzerland and North America results in an additional 0.04 mSv; on average, airline crews and frequent fliers are subject to approximately 3 mSv p.a. on top of this; cf. 1999 Annual Report, section [10.3]:
http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

18) Including the following in micro-Sv per annum: ^{40}K = 200; ^{87}Rb = 6; ^{3}H = 0.01; ^{7}Be = 3; ^{14}C = 12; ^{22}Na = 0.2; U, Th and Ra = 30; ^{210}Pb + ^{210}Bi + ^{210}Po = 120 micro-Sv p.a.

19) In excess of 10 mSv/a for 1 to 2 % of the population and in excess of 25 mSv/a for 0.2% of the population.

20) IRA/FOPH survey 1996-99; cf. 1999 Annual Report, section [10.1]:
http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

21) 1989/90 survey by J. Roth, Kantonspital Basel-Stadt

22) Examples include clocks/watches with tritium fluorescent digits, natural radionuclides in tiles, thorium in fluorescent tights or dental ceramics, ionising smoke detectors, ^{210}Po in cigarette smoke, etc.

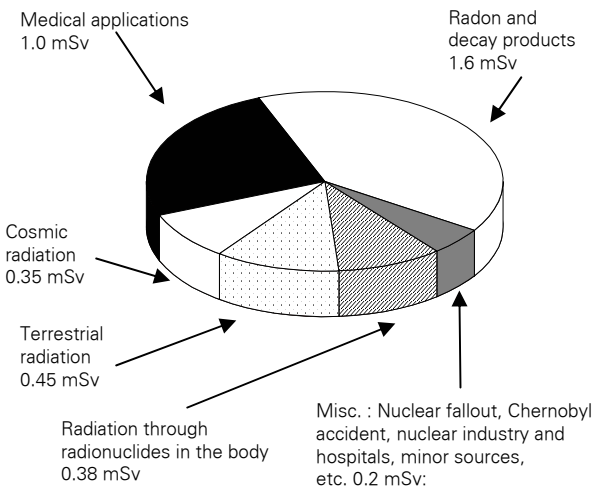
23) In nuclear power stations, medicine, research, industry and public services. Source: FOPH Dosimetry Report for 2002, see also(in German):
http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2002-df.pdf

Selected examples (mSv p.a.)

^{137}Cs in milk	1 l/day with 10 Bq/l (= TV)	0.05
^{137}Cs in wild fungi	200 g/week with 600 Bq/kg (= TV)	0.09
^{226}Ra in mineral water	1l/Tag with 1 Bq/l (= LV)	0.08
^{14}C in vegetables	200 g per day of vegetables grown near the hazardous-waste incineration plant in Basel [24)]	0.002
^{3}H in rainwater used as drinking water	2.2 l/ day from the neighbourhood of a tritium-processing plant (1000 Bq/l)	0.01
^{137}Cs in the soil in Ticino	Work during a whole year in a field with the highest Cs burden in Ticino	0.1
Direct radiation (vicinity of nuclear power stations)	1 hour/day at the perimeter fence of the Leibstadt nuclear power station	0.1

(LV = limit value and TV = tolerance value as laid down in "FIV", the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants)

Mean radiation exposure of the Swiss population in mSv p.a. (Total: 4 mSv p.a.):



Prefixes and their meaning

fBq	femto	10^{-15}
pBq	pico	10^{-12}
nBq	nano	10^{-9}
µBq	micro	10^{-6}
mBq	milli	10^{-3}

kBq	kilo	10^{3}
MBq	Mega	10^{6}
GBq	Giga	10^{9}
TBq	Tera	10^{12}
PBq	Peta	10^{15}

4. Definitions, units and regulations

Radioactivity is a property of instable atomic nuclei to change (undergoing radioactive decay) without external influences, and, in the process, to emit a characteristic (ionising) radiation in the form of alpha or beta particles as well as gamma quanta. Natural radioactive substances have always been present in the environment; artificial ones are released in nuclear-weapons explosions, but may also originate from nuclear power stations or factories or hospitals that process radionuclides.

The unit used for indicating the **radioactivity** of a substance is the Becquerel (Bq). One Becquerel corresponds to a single radioactive decay per second. The various prefixes that are used and their meanings are indicated in the table above. In the past, a unit called the "Curie" (Ci) used to be used; 1 nCi = 37 Bq and 1 Bq = 27 pCi.

In order to be able to assess the population's **radiation risk**, the **effective dose (E)** is determined in millisieverts (mSv) or microsieverts (µSv). This takes into consideration the fact that the various organs of the human body have different radiation sensitivities and that the various types of radiation have different biological effects. Determination of the effective dose starts with the radiation energy absorbed in the individual organs *(energy dose)*. This is then weighted with a factor which considers the ionising density of the radiation *(radiation weighting factors, w_R)*. In order to arrive at the effective dose, the individual doses of all irradiated organs are added together and weighted in accordance with their radiation sensitivity *(tissue weighting factors, w_T)*. This provides us with a theoretical whole-body dose, which causes the same radiation risk as the individual organ doses. Each of the intermediate steps (energy dose, D, equivalent dose, H), as well as the weighting factors used, are explained on page C-1/2.

The Swiss **Federal Radiological Protection Ordinance** ("*StSV", Strahlenschutzverordnung,*) states that the doses for the population resulting from radioactivity caused by civilisation and radiation in the environment should not exceed 1 mSv per annum - a figure which does not include radon and medical applications. For people exposed to radiation as a result of their occupation, it lays down a maximum figure of 20 mSv per annum. It also establishes limit values for ambient concentrations in the atmosphere and water in places accessible to the public. If such limits are used to the full in terms of a continuous load in drinking water and the air breathed, they result in an additional approximately 0.2 mSv per annum each. For direct radiation, a limit of 5 mSv per annum applies to ambient doses in places accessible to the public, and 1 mSv per annum applies in the home, at the place of work and in other buildings where people congregate. Tolerance and limit values for radionuclides in food are published in the Swiss Ordinance on Food Contents and Contaminants ("*FIV", Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe*). What is of relevance from the radiological-protection point of view is the limit value, whereas the tolerance value represents a purely qualitative criterion and does not, of itself, represent a radiation risk. Radioactive substances may only be released into the environment in a controlled manner, and the licensing authority lays down discharge limits. For the nuclear power stations, for instance, these are chosen in such a way that no person in the immediate vicinity can be subject to an additional dose in excess of 0.2 mSv per annum (source-related dose as laid down in Article 7 of the Ordinance). For radon gas, the maximum value applicable to residential accommodation and other buildings in which people congregate is 1000 Bq/m³. If these maxima are exceeded, then remedial work must be performed on the buildings concerned. For new or converted buildings, the guideline value of 400 Bq/m³ should not be exceeded.

.....

24) Hazardous-waste incineration plant Basel-Stadt

A

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2002: Überblick

H. Völkle

Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(Auskünfte: Tel. 026 300 9161; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Zusammenfassung [1)]

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung in der Umwelt von 2002 zusammengefasst: 1) Umweltradioaktivität, 2) externe Strahlung, 3) Strahlendosen.

Beim Messprogramm, der Wahl der Probenahmestellen und Analyseverfahren wird auf Redundanz geachtet, um alle Quellen natürlicher und künstlicher Radioaktivität zu erfassen und um die wichtigsten Transport- und Anreicherungsvorgänge in der Umwelt zu berücksichtigen. Das Messprogramm geht daher über ein reines Monitoringprogramm hinaus und umfasst auch transdisziplinäre Projekte. Bezugsgrössen für die Bewertung der Ergebnisse sind die Dosis- und Immissionsgrenzwerte der Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV) von 1994 und die Toleranz- und Grenzwerte für Lebensmittel der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV).

Die Berechnung der Strahlendosen der Bevölkerung basiert auf den Modellen und Dosisfaktoren der StSV, die sich auf die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) abstützt und für Personen mit durchschnittlichen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten gilt.

Für Bestrahlungen, die nicht gleichmässige über den ganzen Körper verteilt sind, empfiehlt die ICRP Strahlenrisiko-Faktoren für die verschiedenen menschlichen Organe. Diese berücksichtigen:

1) *Tod durch Krebserkrankung,*
2) *Verminderung der Lebenserwartung (vorzeitiger Tod) als Folge einer Krankheit,*
3) *Verminderung der Lebensqualität infolge einer Krebserkrankung,*
4) *genetisch bedingte Leiden.*

Diese Risikofaktoren basieren hauptsächlich auf den Untersuchungen an den Überlebenden der Atombombenabwürfe auf Hiroschima und Nagasaki. Sie setzten voraus, dass die Strahlenschädigungen linear vom tiefsten Dosisbereich bis zu hohen Dosen zunehmen. Diese Annahme ist für den tiefen Dosisbereich nicht verifizierbar. Sie basiert weitgehend auf der anerkannten Tatsache, dass auch kleine Dosen Zellschädigungen bewirken, die zu Erkrankungen führen können. Es ist sinnvoll, diese zu den ohnehin vorhandenen spontanen Schädigungen, welche die spontanen Krebserkrankungen auslösen, hinzuzurechnen.

In der Schweiz lagen die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aus künstlichen Strahlenquellen bisher immer weit unter den gesetzlichen Limiten, und das entsprechende Strahlenrisiko ist daher klein. Anders ist es beim Radon, einer natürlichen Strahlenquelle, dessen erhöhte Werte in Wohnräumen (s. Kap. 2) wahrscheinlich für einige Prozente der in der Schweiz auftretenden Lungenkrebstodesfälle verantwortlich sind.

1. Radioaktivität in der Umwelt

1.1. Luft [2)]

Künstliche Radionuklide in der Luft wie ^{137}Cs (unter 0.1 mBq/m^3), ^{239}Pu und ^{241}Am sind - wenn überhaupt - nur in Spuren nachweisbar. So wurden in Klingnau/AG Spuren von ^{65}Zn und ^{110m}Ag von der PSI-Verbrennungsanlage und beim CERN von ^{24}Na von dessen Beschleunigern festgestellt. ^{85}Kr aus der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoff (in Europa die Anlagen La Hague/F und Sellafield/GB) mit im Mittel 1.3 Bq/m^3 zeigt in den letzten Jahren eine steigende Tendenz. Tritium (^{3}H) weist in der Nahumgebung von Betrieben, die dieses Nuklid verarbeiten, in der Luftfeuchte bis rund 20 Bq/m^3 auf, das ist ein Prozent des Immissionsgrenzwertes gemäss StSV. Das automatische Überwachungsnetz RADAIR für die Radioaktivität der Luft

---

1) **Hinweise** auf Kapitel im Teil B oder in früheren Jahresberichten sind in eckigen, solche für den Teil A in runden Klammern angegeben. **Einheiten** siehe Seite A6.

2) Luft siehe: [Kap. 4.1 und 7.1; für Pu und Am: 7.2]

funktioniert 2002 zufriedenstellend, bei einer Verfügbarkeit von 96 bis 99 Prozent und zeigte keine erhöhten Werte.

Der Hauptteil der Radioaktivität der Luft - vor allem im Hausinnern - besteht aus dem natürlichen Edelgas **Radon** [3]. Dieses dringt vorwiegend aus dem Bauuntergrund, entsprechend dessen Gasdurchlässigkeit, in die Gebäude ein. Baumaterialien und Wasser führen dagegen in der Schweiz nicht zu erhöhten Radonkonzentrationen. Die radioaktiven Tochternuklide des Radon können durch ihre Alphastrahlung Lungenkrebs auslösen. Die Schweizer Radon-Datenbank enthält Messwerte aus rund 47'000 Häusern, insgesamt 91'000 Messwerte, davon 53'500 aus bewohnten Räumen. In 1960 der untersuchten Wohnräumen ist (ohne die bereits sanierten Gebäude) der Richtwert (400 Bq/m^3) und in 590 der Grenzwert (1'000 Bq/m^3) überschritten. Regionen mit einem Mittelwert über 200 Bq/m^3 oder mit mindestens einer Grenzwertüberschreitung werden als "Radongebiete" bezeichnet. Erfasst wurden bisher 2680 der insgesamt 2900 Gemeinden der Schweiz; dies entspricht einer Abdeckung von 94 Prozent. Nach Korrektur bezüglich Stockwerk und regionaler Bevölkerungsverteilung ergibt sich für bewohnte Räume ein arithmetisches Mittel von 75 Bq/m^3 bei einem Medianwert von 50 Bq/m^3. Erhöhte Radonkonzentrationen treten vor allem in den Kantonen Graubünden, Tessin, Neuenburg und Jura auf, vereinzelt auch im Mittelland. Häusern mit erhöhten Radonwerten - in der Schweiz sind es einige Tausend - werden mit bautechnischen Massnahmen saniert. Solche wurden in einigen Gebäuden vor allem Schulen und Kindergärten bereits durchgeführt.

1.2. Niederschläge [4]

In den Niederschlägen dominiert **Tritium** (^{3}H) mit heute noch wenigen Bq/l, im Einflussbereich von Industriebetrieben und Kernanlagen bis 12 Bq/l. Dessen durch die kosmische Strahlung erzeugter natürlicher Anteil beträgt wenige Zehntel Bq/l. In unmittelbarer Nähe von Tritium-verarbeitenden Betrieben oder Kehrichtverbrennungsanlagen wurden bis gegen 1800 Bq/l gemessen. Der Immissionsgrenzwert für öffentliche Gewässer beträgt gemäss StSV 12'000 Bq/l; der Toleranzwert für Trinkwasser gemäss FIV 1'000 Bq/l.

Weitere **künstliche Radionuklide**, wie ^{137}Cs ergaben in allen Monatsproben weniger als einige mBq/l. Das natürliche, durch die kosmische Strahlung erzeugte ^{7}Be lag zwischen 0.1 und 1.5 Bq/l.

1.3. Gewässer

In den Flüssen beträgt der **Tritiumgehalt** in der Regel ebenfalls wenige Bq/l. Eine Ausnahme bildete der Rhein unterhalb Basel, wo im April ein Wert von 8 Bq/l festgestellt wurde, der auf Abgaben Tritiumhaltiger Abwässer aus dem KKW Gösgen, allerdings im Rahmen der erlaubten Limiten, zurückzuführen ist (siehe Seite. B.8.0.1). In den industrialisierten Regionen ist ein Einfluss lokaler Emittenten zu erkennen. Die Tritiumimmissionen aus der Uhrenindustrie in der Region La Chaux-de-Fonds haben in den letzten Jahren abgenommen, da einerseits die Verwendung von Tritium für Leuchtziffern bei Uhren abgenommen hat und andererseits Tritium-haltige Abfälle eingesammelt werden und damit weniger in die regionale Kehrichtverbrennungsanlage gelangen.

In Monatssammelproben aus den Flüssen Aare, Rhein, Rhone und Ticino lag die künstliche Radioaktivität 2002 ausser jener von Tritium unter 7 mBq/l. Oberhalb Kernanlagen ist als künstliches Radionuklid nur ^{137}Cs vom Fallout und von Tschernobyl festgestellt worden [5], unterhalb auch Spuren von ^{58}Co und ^{60}Co, vereinzelt auch ^{54}Mn.

Sedimentproben aus den Flüssen unterhalb der Kernanlagen erlauben die flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke (^{54}Mn: bis 6 Bq/kg, ^{60}Co: bis 56 Bq/kg, ^{58}Co: bis 4 Bq/kg und ^{137}Cs: bis 22 Bq/kg) und den Eintrag durch den Reaktorunfall Tschernobyl zu bilanzieren [6].

Abwässer der **Kläranlagen** der grösseren Agglomerationen weisen vereinzelt Spuren von ^{131}I aus der Nuklearmedizin auf (< 1.5 Bq/l), sowie Tritium bis gegen 500 Bq/l, letzteres aus industriellen Anwendungen oder von Tritium-Uhren oder Tritiumhaltige Abfällen, die in den Kehricht gelangen. Bei der ARA La Chaux-de-Fonds hat der Tritiumabfluss in den letzten Jahren stetig abgenommen und betrug 2002 noch 1.9 TBq, während er 1990 noch 42 TBq betrug. 2002 wurden in den Betrieben der Stadt La Chaux-de-Fonds noch 13.5 TBq ^{3}H verarbeitet [7].

1.4. Erdboden [8]

Im Erdboden, einem guten Integrator für sämtliche Ablagerungen aus der Luft, variieren die natürlichen Zerfallsreihen von Uran (25-60 Bq/kg) und Thorium (15-40 Bq/kg) je nach geologischem Untergrund, beim ebenfalls natürlichen ^{40}K (200-1'000 Bq/kg) spielt auch die Verwendung von Kalidünger eine Rolle. Die künstlichen Radionuklide zeigen ebenfalls regionale Unterschiede, die mit den Ab-

.....

3) Radon siehe: [Kap. 2]
4) Regen siehe: [Kap. 4.1, 7.1 und 9.1.]

.....

5) siehe: [Kap. 4.2 und 4.4]
6) siehe: [Kap. 4.2 und 4.4]
7) siehe: [Kap. 4.1, 4.2 und 9.1]
8) Erdboden siehe: [Kap. 4.3 und 7.2]

lagerungen aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammenhängen. Dabei ist der Tschernobyl-Anteil heterogener verteilt als jener des Bomben-Fallout, was mit den unterschiedlichen Niederschlagsmengen zur Zeit dieses Unfalls zusammenhängt. Stärker betroffen waren das Tessin und die Bündner Südtäler, in geringerem Ausmass auch der Jura und Teile der Nordostschweiz. In den Alpen und Südalpen sind die Werte von ^{137}Cs (bis 200 Bq/kg) und ^{90}Sr (bis 20 Bq/kg) immer noch höher als im Mittelland. Erdproben aus der Gegend von Studen/SZ im oberen Sihltal ergaben bis 165 Bq/kg ^{137}Cs, 6.9-13.4 Bq/kg ^{90}Sr, 0.9-2.1 Bq/kg $^{239\text{-}240}$Pu und 0.33-0.79 Bq/kg ^{241}Am. Ein Einfluss der Emissionen der Kernanlagen konnte im Boden nicht festgestellt werden. Bei den künstlichen Alphastrahlern ergaben $^{239/240}$Pu 0.02 bis 1.6 und ^{241}Am 0.01 bis 1.5 Bq/kg T.S (T.S. = Trockensubstanz); wobei die Messwerte im Mittelland tiefer sind als jene von Jura und Alpen. Das Verhältnis ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu betrug im Mittel 0.028, jenes von ^{241}Am/$^{239+240}$Pu 0.41.

1.5. Pflanzen und Lebensmittel [9)]

In **Gras**- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ^{40}K. Künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{90}Sr vom Reaktorunfall Tschernobyl bzw. den Kernwaffen-Versuchen welche die Pflanzen über die Wurzeln aufnehmen, sind nur noch in Spuren vorhanden. Ein Einfluss der Schweizer Kernanlagen oder Forschungsbetriebe ist nicht feststellbar. Die regionale Verteilung der Aktivitäten entspricht jener im Erdboden mit bis 26 Bq/kg T.S. für ^{137}Cs im Tessin und bis 17 bzw. 39 Bq/kg T.S. für ^{90}Sr im Tessin bzw. in den Alpen. Bei der **Milch** lag der ^{137}Cs-Gehalt (ausser im Tessin mit einem Maximum von 19 Bq/l) durchwegs unter 2 Bq/l. Der ^{90}Sr-Gehalt betrug im Mittelland und Jura zwischen 0.02 und 0.16 Bq/l, in den Alpen zwischen 0.5 und 2.2 und im Tessin zwischen 0.2 und 0.4 Bq/l. Sechzehn **Getreideproben** ergaben für ^{137}Cs weniger als 0.6 und für ^{90}Sr zwischen 0.2 und 0.8 Bq/kg.

Bei den einheimischen **Pilzen** zeigen nach wie vor u.a. Röhrlinge teilweise erhöhte Werte bis rund 300 Bq/kg Frischgewicht mit abnehmendem Trend. Es lagen keine Messwerte über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg vor. Dies trifft auch zu für die importierten Pilze, deren ^{137}Cs-Werte bei maximal 530 Bq/kg lagen (Semmelstoppelpilze). Für Pilzimporte wird nach wie vor ein Radioaktivitätszertifikat verlangt.

Importiertes **Wild** (Reh und Hirsch) ergab noch bis 32 Bq/kg ^{137}Cs. Bei den 188 im Winter 2002/03 im Tessin geschossenen Wildschweinen wurde vor Ort mit einem Dosisleistungsmessgerät eine Triagemessung durchgeführt, damit der Kantonsveterinär über deren Freigabe entscheiden konnte. Bei einem Tier, dessen Messwert deutlich höher war als die übrigen und daher beschlagnahmt werden musste, ergab die Messung im Labor 6950 Bq/kg ^{137}Cs. Bei den übrigen Tieren lag der Messwert deutlich tiefer, sodass keine Massnahme erforderlich war.

1.6. Kohlenstoff-14 in Pflanzen [10)]

^{14}C wird bei der Assimilation von Kohlensäure von den Pflanzen aus der Luft während der Wachstumsphase aufgenommen. Gegenüber dem natürlichen, durch die kosmische Strahlung erzeugten ^{14}C führten die Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren zu einer Verdoppelung. Dieser Anteil beträgt heute noch etwa 80 ‰ und wird an der Referenzstation in der Nähe von Bern gemessen. Baumblätter aus der Umgebung der beiden Siedewasserreaktoren Mühleberg und Leibstadt zeigen eine zusätzliche Erhöhungen um 40 – 240 ‰. In Nähe der Druckwasserreaktoren Beznau und Gösgen, des PSI und in Umgebung des Verbrennungsofens der NOVARTIS in Basel sind keine Erhöhungen gegenüber der Referenzstation festellbar, dagegen im ehemaligen SANDOZ-Areal und bei der ROCHE bis 330 ‰. Der durch die kosmische Strahlung erzeugte natürliche ^{14}C-Anteil in Pflanzen beträgt 227 Bq/kg ^{14}C und führt zu 0.013 mSv pro Jahr. Eine zusätzliche ^{14}C-Aktivität von 100 ‰ führt zu einer maximalen (effektiven) Dosis von etwa 1 micro-Sv pro Jahr.

1.7. Radionuklide im menschlichen Körper [11)]

Ganzkörpermessungen und ^{90}Sr-Bestimmungen an Milchzähnen und Wirbelknochen erfassen die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung. Ganzkörpermessungen an Personen aus Basel ergaben eine ^{137}Cs-Aktivitäten bis 23 Bq bei den Frauen und bis 38 Bq bei den Männern. Von den 595 Personen die am PSI im Rahmen der Personenüberwachung gemessen wurden, lag der Maximalwert bei 300 Bq, wobei jedoch 96.6 Prozent unter der Erkennungsgrenze von 60 Bq lagen. Das natürliche ^{40}K beträgt bei den Frauen rund 3300 Bq und bei den Männern rund 4500 Bq. In menschlichen Wirbelknochen und Milchzähnen betrug der ^{90}Sr-Gehalt noch 0.03 Bq/g Ca.

.....

9) Gras bzw. Lebensmittel siehe: [Kap. 4.3 bzw. 5.1]

10) ^{14}C-Messungen siehe: [Kap. 7.1]

11) Radionuklide im Körper siehe: [Kap. 6.1 und 6.2]

2. Externe Strahlendosen

2.1. Natürliche Strahlung

Die Hauptbeiträge zur externen Strahlendosis sind die terrestrische und die kosmische Strahlung. Erstere kommt von den natürlichen Radionukliden in Erdboden und in Baustoffen, letztere hängt von der Höhe ü.M. ab, da sie durch die Lufthülle der Erde geschwächt wird [12].

Die Dosisleistung im Freien liegt in der Schweiz im Mittel bei 90 nSv/h, und variiert zwischen 40 nSv/h und etwa 230 nSv/h. Im Hausinnern ist die Dosis infolge der natürlichen Radionuklide in Baustoffen etwa 10 Prozent höher als im Freien.

2.2. Künstliche Radioaktivität

Der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall Tschernobyl vom April 1986 und den oberirdischen Kernwaffenversuchen tragen - mit Ausnahme des Tessins, wo sie noch bis 30 Prozent ausmachen - heute nur noch wenige Prozente zur externen Dosisleistung bei [13].

An einigen Stellen an der Umzäunung der Kernkraftwerke Mühleberg und Leibstadt (^{16}N-Strahlung aus dem Siedewasserreaktor), des PSI und des CERN treten zeitweise infolge Direktstrahlung bis einige 100 nSv/h auf. Da sich Personen jedoch nur kurze Zeit an diesen Stellen aufhalten, sind die daraus resultierenden Personendosen unbedeutend [14].

2.3. Aeroradiometrie [15]

Mit einem NaI-Gamma-Spektrometer an Bord eines Armee-Helikopters werden jedes Jahr ausgewählte Regionen aus der Luft vermessen. Die zu untersuchenden Gebiete werden in einem Raster aus parallelen Fluglinien in einer Höhe von rund 100 m abgeflogen. Das Auswertprogramm erstellt danach eine Strahlenkarte des beflogenen Gebietes. Mit diesem Messgerät, dessen Einsatz von der NAZ koordiniert wird, kann nach einem Unfall rasch eine Karte eines kontaminerten Gebietes erstellt werden; es kann auch zur Suche nach verloren Strahlenquellen eingesetzt werden.

Im Berichtsjahr wurden Messflüge in der Umgebung der Kernkraftwerke Beznau und Leibstadt sowie beim Paul Scherrer Institut durchgeführt. Die Resultate zeigten keine erhöhte Radioaktivität im Vergleich zu früheren Jahren. Bei einer internationalen Messübung (ECCOMAGS) im Südwesten Schottlands im Sommer 2002 erhielten die ausländischen Messteams (mit militärischen Helikoptern) vom englischen Verteidigungsministerium keine Flugerlaubnis, sodass die geplanten Messungen nicht durchgeführt werden konnten.

3. Strahlendosen der Bevölkerung

3.1. Natürliche und kosmische Strahlung

Radon (^{222}Rn) und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen ergeben den grössten Beitrag zur Strahlendosis. Dieses ist von seiner Entstehung her zwar natürlich, die erhöhten Konzentrationen im Hausinnern sind jedoch zivilisationsbedingt. Die in der Schweiz bis 2002 durchgeführten Erhebungen in rund 47'000 Häusern ergeben ein gewichtetes arithmetisches Mittel von 75 Bq/m^3 (Medianwert 50 Bq/m^3). Unter der Annahme einer Aufenthaltsdauer im Wohnbereich bzw. am Arbeitsplatz von 7000 bzw. 2000 Stunden pro Jahr und den Dosisfaktoren $2.44*10^{-6}$ bzw. $3.17*10^{-6}$ mSv pro Bq/m^3 und Stunde [16] erhält man für die Schweizer Bevölkerung eine durchschnittliche Radondosis von rund 1.6 mSv pro Jahr. Darin inbegriffen ist ein Zuschlag von 10 Prozent durch das kurzlebige natürliche radioaktive Edelgas Thoron (^{220}Rn). Bei 1 bis 2 Prozent der Bevölkerung liegt die Dosis bei 10 mSv pro Jahr, bei 0.2 Prozent bei 25 mSv pro Jahr. Gemäss konservativen Schätzungen dürfte Radon einige Prozent der Lungenkrebstodesfälle verursachen.

Natürliche Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den Körper und führen durchschnittlich zu etwa 0.38 mSv, wobei ^{40}K rund die Hälfte davon ausmacht. Der Rest kommt von den Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen Uran und Thorium sowie von den kosmogenen Radionukliden Tritium, ^{14}C, ^{7}Be etc.

Natürliche Radionuklide im Boden tragen auch zur externen Strahlendosis bei. Ihr Beitrag hängt stark vom lokalen Radionuklidgehalt des Bodens und den Lebensgewohnheiten ab. Die natürliche terrestrische Strahlendosis im Freien, liegt in den bewohnten Regionen der Schweiz zwischen 0.35 und etwa 0.8 mSv/Jahr. Hinzu kommt der Beitrag durch die kosmische Strahlung, der mit der Höhe über Meer zunimmt: z.B. Locarno 0.35, Zürich 0.4 und St. Moritz 0.75 mSv/Jahr. Im Hausinnern ist die Dosis etwa 10 Prozent höher als im Freien. Die gesamte Jahresdosis aus natürlichen Quellen beträgt rund 3 mSv.

---

[12] Kosmische Strahlung siehe auch Jahresbericht 1999 Kap. 10.3: http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

[13] Dosismessungen siehe: [Kap. 3.1 und 3.2]

[14] Messungen Umgebung der KKW siehe: [Kap. 8.3]

[15] Zur Aeroradiometrie siehe: [Kap. 3.3]

[16] vergleiche Jahresbericht 1993 Seite B.2.3

Natürliche Strahlenquellen (mSv/Jahr)

Quelle	Mittel	Wertebereich
externe Bestrahlung	0.9 [17)]	0.5 – 2.0
Nahrung	0.4 [18)]	0.2 – 0.5
Radon im Wohnbereich	1.6	0.3 – über 20 [19)]
Summe	**3**	**1** bis über **20**

3.2. Dosen durch künstliche Radioaktivität

Bei der **externen Strahlendosis** stammt der grösste Teil von medizinischen Anwendungen sowie aus der beruflichen Strahlenexposition in Kernkraftwerken, Industrien, Handel, öffentlichem Dienst, Forschung und Medizin und den sogenannten "Kleinquellen". Die letzteren sind Konsumgüter und Gebrauchsgegenstände, die geringe Mengen an Radioaktivität enthalten. Der Anteil der künstlichen Radionuklide im Boden an der externen Dosis kann nur approximativ angegeben werden. Bei dauerndem Aufenthalt im Freien erhält man unter konservativen Annahmen zwischen 0.01 und 0.5 mSv pro Jahr. Dieser grosse Streubereich ist eine Folge der regionalen Unterschiede bei der ^{137}Cs-Ablagerung nach dem Reaktorunfall Tschernobyl. Die Schweizer Kernkraftwerke, das PSI und das CERN tragen dazu nicht wesentlich bei.

Die **interne Strahlendosis** wird durch künstliche Radionuklide - hauptsächlich ^{137}Cs und ^{90}Sr - in der Nahrung verursacht. Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergaben Dosen durch inkorporiertes ^{137}Cs von weniger als 1 micro-Sv pro Jahr.

Gesamthaft beträgt die Strahlendosis durch **künstliche Radioaktivität** - ohne Medizin und Kleinquellen - für die Mehrheit der Schweizer Bevölkerung 0.01 bis 0.05, in Einzelfällen bis 0.1 mSv pro Jahr.

Unfall Tschernobyl Auswirkungen auf die Schweiz siehe:
http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf

Künstliche Strahlenquellen (mSv/Jahr)

Quelle		Mittel	Werte-bereich
Medizin	Röntgendiagnostik [20)]	1	0 – 30
	Nuklearmedizin [21)]	0.04	0 – 80
"Kleinquellen"	radioaktive Stoffe in Gebrauchsgegenständen und Konsumgütern [22)]	0.1	0 - ?
grossräumig verbreitete künstliche Radioaktivität	Tschernobyl	0.01	bis 0.5
	Kernwaffenfallout	< 0.01	
	^{85}Kr aus der Wiederaufarbeitung	0.02	
radioaktive Immissionen	Betriebe und Kernanlagen	≈ 0	bis 0.015
Berufliche Strahlenexposition	65'079 beruflich strahlenexponierte Personen [23)]	0.07	< 20 [*)] 98.% <1

*) ein Wert zwischen 20 und 50

Einige Beispiele (mSv/Jahr)

^{137}Cs in Milch	1 l/Tag mit 10 Bq/l (= TW)	0.05
^{137}Cs in Wild-Pilzen	200 g/Woche mit 600 Bq/kg (=TW)	0.09
^{226}Ra im Mineralwasser	1l/Tag mit 1 Bq/l (= GW)	0.08
^{14}C im Gemüse	200 g Gemüse pro Tag aus Nähe der RSVA Basel [24)]	0.002
^{3}H im Regenwasser als Trinkwasser verwendet	2.2 l/Tag aus Umgebung eines tritiumverarbeitenden Betriebes (1000 Bq/l)	0.01
^{137}Cs im Erdboden im Tessin	Arbeiten während eines Jahres in einem Feld mit der höchsten Cs-Belastung im Tessin	0.1
Direktstrahlung (Umgebung eines KKW)	1 Std/Tag am Zaun des KKW	0.1

(GW=Grenzwert bzw. TW=Toleranzwert nach FIV)

.....

17) davon kosmische Strahlung auf 300 m 0.35 mSv/Jahr. Ein Flug Schweiz-Nordamerika ergibt zusätzlich 0.04 mSv; Flugpersonal und Vielflieger erhalten zusätzlich etwa 3 mSv/Jahr; siehe auch Jahresbericht 1999: Kap. 10.3: http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

18) davon in micro-Sv pro Jahr: ^{40}K = 200; ^{87}Rb = 6; ^{3}H = 0.01; ^{7}Be = 3; ^{14}C = 12; ^{22}Na = 0.2; U, Th und Ra = 30; ^{210}Pb + ^{210}Bi + ^{210}Po = 120 micro-Sv/Jahr

19) bei 1 bis 2 % der Bevölkerung über 10 mSv und bei 0.2 % über 25 mSv pro Jahr.

.....

20) Erhebung IRA/BAG 1996-99; siehe Jahresbericht 1999: Kap. 10.1; http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

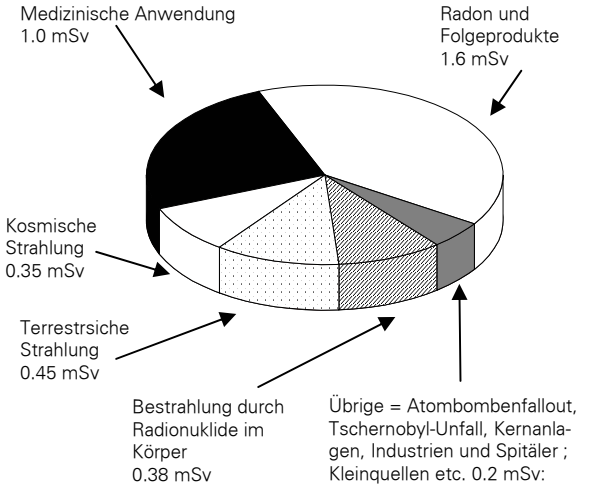
21) Erhebung von 1989/90, J. Roth, Kantonspital Basel-Stadt

22) z.B. Uhren mit Tritium-Leuchtziffern, natürliche Radionuklide in Fliesen, Th in Glühstrümpfen oder Zahnkeramik, Ionisations-Rauchmelder, ^{210}Po im Zigarettenrauch, etc.

23) in KKW, Medizin, Forschung, Industrie und öffentlichen Diensten. Quelle: Dosimetriebericht BAG 2002, siehe auch: http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2002-df.pdf

24) Regionale Sondermüll-Verbrennungsanlage Basel-Stadt

Durchschnittliche Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung in mSv/Jahr (Summe: 4 mSv/Jahr):



Präfixe und ihre Bedeutung

fBq	femto	10^{-15}
pBq	pico	10^{-12}
nBq	nano	10^{-9}
µBq	micro	10^{-6}
mBq	milli	10^{-3}

kBq	kilo	10^{3}
MBq	Mega	10^{6}
GBq	Giga	10^{9}
TBq	Tera	10^{12}
PBq	Peta	10^{15}

4. Definitionen, Einheiten und Vorschriften

Radioaktivität ist eine Eigenschaft instabiler Atomkerne, sich ohne äussere Einwirkung umzuwandeln (radioaktiver Zerfall) und dabei eine charakteristische (ionisierende) Strahlung in Form von Alpha- oder Beta-Teilchen sowie Gamma-Quanten auszusenden. Natürliche radioaktive Stoffe kommen in der Umwelt seit jeher vor; künstliche wurden bei Kernwaffenexplosionen freigesetzt, können aber auch aus Kernanlagen, sowie Betrieben und Spitälern, die Radionuklide verarbeiten, stammen.

Die **Radioaktivität** einer Substanz wird in Becquerel (Bq) angegeben. 1 Bq entspricht einem radioaktiven Zerfall pro Sekunde. Die Präfixe und ihre Bedeutung sind in der Tabelle auf dieser Seite angegeben. Früher wurde die Einheit Curie (Ci) verwendet, mit 1 nCi = 37 Bq bzw. 1 Bq = 27 pCi.

Um das **Strahlenrisiko** der Bevölkerung zu bewerten, wird die **effektive Dosis (E)** in mSv oder µSv bestimmt. Diese berücksichtigt, dass die Organe des Menschen eine unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit haben und die verschiedenen Strahlenarten unterschiedlich biologisch wirksam sind. Die Bestimmung der effektiven Dosis geht von der in den einzelnen Organen absorbierten Strahlungsenergie *(Energiedosis)* aus. Diese wird mit einem Faktor gewichtet, der die Ionisierungsdichte der Strahlung berücksichtigt *(Strahlenwichtungsfaktoren w_R)*. Für die effektive Dosis werden die Einzeldosen aller bestrahlten Organe, gewichtet mit ihrer Strahlenempfindlichkeit summiert *(Gewebewichtungsfaktoren w_T)*. Dies liefert eine theoretische Ganzkörperdosis, die das gleiche Strahlenrisiko verursacht, wie die einzelnen Organdosen. Die einzelnen Zwischenstufen. Energiedosis D, Äquivalentdosis H, sowie die verwendeten Wichtungsfaktoren werden auf Seite C-1 erläutert.

Gemäss **Strahlenschutzverordnung** (StSV) dürfen die Dosen für die Bevölkerung durch zivilisationsbedingte Radioaktivität und Strahlung in der Umwelt - jedoch ohne Radon und medizinische Anwendungen - 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen, jene für beruflich strahlenexponierte Personen 20 mSv pro Jahr. Für Luft und Wasser im öffentlich zugänglichen Bereich legt die Verordnung Immissionsgrenzwerte fest, deren Ausschöpfen bei Dauerbelastung über Trinkwasser und Atemluft zu je rund 0.2 mSv pro Jahr führt. Für die Direktstrahlung gilt ein Grenzwert von 5 mSv pro Jahr im öffentlich zugänglichen Bereich, bzw. 1 mSv pro Jahr in Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräumen. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln werden in der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) publiziert. Für den Strahlenschutz relevant ist der Grenzwert, während der Toleranzwert ein reines Qualitätskriterium ist, das noch kein Gesundheitsrisiko darstellt. Radioaktive Stoffe dürfen nur kontrolliert an die Umwelt abgegeben werden, wobei von der Bewilligungsbehörde Abgabelimiten festgelegt werden. Diese sind beispielsweise bei den Kernanlagen so gewählt, dass keine Person in der Nahumgebung eine zusätzliche Dosis von mehr als 0.2 mSv pro Jahr erhalten kann (Quellenbezogener Dosisrichtwert gemäss Art 7 der StSV). Für Radongas gilt ein Grenzwert für Wohn- und Aufenthaltsräume von 1000 Bq/m^3. Bei Überschreiten dieser Grenzwerte sind die Gebäude zu sanieren. Bei Neu- oder Umbauten soll ein Richtwert von 400 Bq/m^3 nicht überschritten werden.

A Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera nel 2002: Riassunto

H. Völkle

Sezione sorveglianza della radioattività (SUER)
Ufficio federale della sanità pubblica, Chemin du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(Informazioni: tel. 026 / 300 91 61; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Riassunto [1)]

Questo capitolo presenta un riassunto degli esiti della sorveglianza della radioattività ambientale nel 2002 1) radioattività ambientale
2) radiazione esterna
3) dosi d'irradiazione.

Il programma di misura, i punti di prelievo dei campioni e i procedimenti d'analisi sono scelti in modo tale da ottenere un numero elevato di dati, al fine di includere tutte le fonti naturali e artificiali di radioattività e di considerare tutti i principali modi di trasporto e di arricchimento nell'ambiente. Il programma di misura va quindi oltre il semplice monitoraggio ed include anche progetti interdisciplinari. Il quadro di riferimento per la valutazione dei risultati è costituito dai limiti di dose e d'immissione fissati nell'Ordinanza federale sulla radioprotezione (OraP) del 1994, nonché dai valori limite e di tolleranza dell'Ordinanza sulle sostanze estranee e sui componenti nelle derrate alimentari (OEC).

Il calcolo delle dosi d'irradiazione della popolazione si basa sui modelli e fattori di dose indicati nell'ORaP, fondata, a sua volta, sulle raccomandazioni della Commissione internazionale di radioprotezione (ICRP) e riferita a persone con abitudini alimentari e di vita corrispondenti alla media.

Se l'irradiazione non è ripartita uniformemente sull'intero organismo, la ICRP raccomanda di applicare fattori di rischio, riferiti ai diversi organi, che tengono in considerazione:

1) *i casi di decesso per cancro,*
2) *la riduzione, dovuta a malattia, della speranza di vita (morte prematura),*
3) *il deterioramento della qualità di vita a causa del cancro e*
4) *le afflizioni dovute a malformazioni genetiche.*

I fattori di rischio proposti sono stati calcolati tenendo conto soprattutto delle ricerche svolte sui superstiti del bombardamento atomico di Hiroshima e Nagasaki e partendo dall'ipotesi che il danno dovuto all'irradiazione aumenti linearmente in funzione della dose. Al margine inferiore della scala dei valori di dose, quest'ipotesi non è tuttavia verificabile e si fonda in ampia misura sul fatto riconosciuto che anche dosi modeste danneggiano le cellule e possono perciò causare malattie. È dunque ragionevole sommare tali danni a quelli che insorgono e causano il cancro spontaneamente.

Finora, nel nostro Paese, le misure relative alla radioattività ambientale e alle dosi d'irradiazione della popolazione da fonti radioattive artificiali sono sempre risultate assai inferiori ai limiti legali e il rischio d'irradiazione che ne deriva è di poca entità. Diversa è la situazione per quanto concerne il radon, fonte radioattiva naturale, alla cui concentrazione eccessiva in locali abitati (v. cap. 2) si devono probabilmente alcuni casi su cento delle morti per cancro ai polmoni in Svizzera.

1. Radioattività ambientale

1.1. Aria [2)]

Nell'aria non sono più accertabili che tracce (e a volte neppure queste) di radionuclidi artificiali come il ^{137}Cs (meno di 0.1 mBq/m^3), il ^{239}Pu e l'^{241}Am. A Klingnau/AG, ad esempio, sono state riscontrate tracce di ^{65}Zn e ^{110m}Ag provenienti dall'impianto d'incenerimento dello PSI e nei pressi del CERN tracce di ^{24}Na derivanti dagli acceleratori dell'istituto. Tende invece a crescere, negli ultimi anni, la concentrazione del ^{85}Kr proveniente dalla rigenerazione di combustibile nucleare, con un valore medio di circa 1.3 Bq/m^3. Impianti di rigenerazione si trovano, in Europa, a La Hague in Francia e a Sellafield in Gran Bretagna. Nell'umidità dell'aria circostante le aziende di lavorazione del tritio si riscontrano fino a circa 20 Bq/m^3 di tale radionuclide. Questa concentrazione corrisponde all'1% del valore limite d'immissione secondo l'ORaP. RADAIR, la rete automatica di rilevamento di immissioni radioattive nell'aria, che dal 2002 funziona in modo soddisfacente con un grado di disponibilità

1) I **rinvii** a capitoli della parte B o di rapporti annuali precedenti sono indicati tra parentesi quadre, i rinvii alla parte A tra parentesi tonde. Le **unità di misura** sono spiegate alla pagina A18

2) Aria v. [cap. 4.1 e 7.1; per quanto riguarda il Pu e l'Am, cap. 7.2]

del 96 a 99 per cento non ha rilevato valori eccessivi.

La componente principale della radioattività nell'aria – particolarmente all'interno degli edifici – è costituita dal gas nobile **radon** [3] che penetra negli edifici prevalentemente dal terreno di fondazione in quantità dipendente dalla permeabilità di quest'ultimo. I materiali di costruzione e l'acqua non sono invece all'origine, in Svizzera, di contrazioni elevate di radon. I discendenti radioattivi del radon emettono radiazioni alfa che possono causare il cancro polmonare. Nella banca svizzera dei dati sul radon sono registrati gli esiti di misure svolte in circa 47'000 case (91'000 misure in tutto, di cui 53'500 in locali abitati). In 1960 locali abitati, la concentrazione di radon supera il valore operativo di 400 Bq/m^3, in 590 il valore limite di 1000 Bq/m^3 (gli edifici già risanati non sono inclusi in queste cifre). Le regioni dove la concentrazione media è superiore a 200 Bq/m^3 o quelle dov'è stato misurato almeno un valore superiore al limite sono dette "aree a concentrazione di radon". Finora sono state effettuate misure in 2680 dei 2900 Comuni svizzeri il che corrisponde a un grado di copertura del 94 per cento. La media aritmetica della concentrazione di radon misurata nei locali abitati – normalizzata per il piano e ponderata secondo la densità della popolazione nella regione – è di 75 Bq/m^3, il valore mediano di 50 Bq/m^3. Concentrazioni elevate di radon si ritrovano soprattutto nei Cantoni Grigioni, Ticino, Neuchâtel e Giura, ma sono stati accertati singoli casi anche nell'Altopiano. Alcune migliaia di case presentano valori elevati di radon e vengono risanate con provvedimenti di tecnica edilizia. Questi provvedimenti sono già stati applicati in una parte degli edifici, soprattutto in scuole e asili.

1.2. Precipitazioni [4]

Nelle precipitazioni predomina il **tritio** (^{3}H), presente ormai in concentrazioni di alcuni Bq/l soltanto, con valori fino a 12 Bq/l nelle aree influenzate da aziende industriali e impianti nucleari. Il tritio naturale, proveniente dalla radiazione cosmica, vi contribuisce con pochi decimi di Bq/l. Nelle immediate vicinanze di aziende di lavorazione del tritio o di impianti d'incenerimento si sono misurati valori fino a circa 1800 Bq/l. Conformemente all'ORaP, il limite d'immissione del tritio nelle acque pubblicamente accessibili è di 12'000 Bq/; il valore di tolleranza per le acque potabili secondo l'OEC è di 1000 Bq/l.

La concentrazione degli altri **radionuclidi artificiali**, come il ^{137}Cs, è risultata inferiore ad alcuni mBq/l in tutti i campioni mensilmente prelevati. La concentrazione del ^{7}Be, proveniente dalla radiazione cosmica naturale, era compresa tra 0,1 e 1,5 Bq/l.

1.3. Acque

L'acqua fiumana presenta anch'essa **un contenuto di tritio** di pochi Bq/l. Un caso eccezionale si è verificato nel Reno a valle di Basilea, dove in aprile è stato misurato un valore di 8 Bq/l riconducibile alle emanazioni della centrale nucleare di Gösgen. Anche questa concentrazione rientra tuttavia nei limiti del consentito (vedere pagina B.8.0.1). Nelle regioni industrializzate, si osserva un debole influsso di emittenti locali. In questi ultimi anni, le immissioni di tritio provenienti dall'industria orologiera nella regione di La Chaux-de-Fonds si sono ridotte; da un lato, è infatti diminuita la quantità di tritio impiegato per la produzione di orologi con cifre luminescenti e, d'altro lato, le scorie contenenti tritio vengono raccolte e giungono quindi più raramente nell'impianto regionale d'incenerimento dei rifiuti.

Nel 2002, la radioattività artificiale (senza tritio) riscontrata nei campioni mensili prelevati dall'Aar, dal Reno, dal Rodano e dal Ticino era inferiore a 7 mBq/l. A monte degli impianti nucleari, l'unico radionuclide artificiale accertato è stato il ^{137}Cs proveniente dalle ricadute degli esperimenti con armi nucleari e dall'incidente di Cernobil [5], a valle si sono riscontrate inoltre tracce di ^{58}Co, ^{60}Co e, in singoli casi, ^{54}Mn.

Campioni prelevati nei **sedimenti fiumani** a valle degli impianti nucleari consentono di allestire un bilancio delle emanazioni liquide delle centrali nucleari (^{54}Mn: fino a 6 Bq/kg, ^{60}Co: fino a 56 Bq/kg, ^{58}Co: fino a 4 Bq/kg e ^{137}Cs: fino a 22 Bq/kg) e dell'apporto dell'incidente nel reattore di Cernobil [6].

In alcuni casi, nelle acque di scolo degli **impianti di depurazione** delle grandi agglomerazioni si ritrovano tracce (< 1.5 Bq/l) dello ^{131}I usato per la medicina nucleare e concentrazioni di tritio fino a 500 Bq/l. Queste ultime provengono da applicazioni industriali o da orologi e altri oggetti contenenti tritio inclusi nei rifiuti domestici. Nel corso degli ultimi anni, il deflusso di tritio dall'impianto di depurazione delle acque di La Chaux-de-Fonds è costantemente diminuito, portandosi a 1.9 TBq nel 2002. Nel medesimo anno, 13.5 TBq di tritio sono ancora stati lavorati nelle aziende della città di La Chaux-de-Fonds [7].

---

3) Radon v. [cap. 2]
4) Pioggia v. [cap. 4.1, 7.1. e 9.1.]
5) v. [cap. 4.2 e 4.4]
6) v. [cap. 4.2 e 4.4]
7) v. [cap. 4.1, 4.2 e 9.1]

1.4. Suolo[8)]

Nel suolo, un buon integratore di tutti i sedimenti dell'aria, la concentrazione dei radionuclidi naturali delle catene di decadimento dell'urano (25 a 60 Bq/kg) e del torio (15 a 40 Bq/kg) varia a seconda della struttura geologica del sottosuolo, mentre quella del ^{40}K (200 a 1000 Bq/kg), anch'esso naturale, dipende inoltre dall'impiego di concimi potassici. Differenze regionali sono riscontrabili anche per quanto riguarda i radionuclidi artificiali, a causa della sedimentazione ineguale della radioattività proveniente dalle esplosioni in superficie di armi nucleari e dall'incidente nel reattore di Cernobil. Per effetto del diverso volume delle precipitazioni dopo l'incidente, la ripartizione della radioattività proveniente da Cernobil è assai più eterogenea di quella delle ricadute delle bombe atomiche. Ne sono stati particolarmente colpiti il Ticino e le vallate al Sud dei Grigioni, nonché, in misura minore, il Giura e parti della Svizzera nord-orientale. Nella regione alpina e a sud delle Alpi, la concentrazione del ^{137}Cs (fino a 200 Bq/kg) e dello ^{90}Sr (fino a 20 Bq/kg) è tuttora superiore ai valori riscontrati nell'Altopiano. In campioni di suolo prelevati presso Studen/SZ, nell'alta valle della Sihl, sono stati misurati fino a 165 Bq/kg ^{137}Cs, 6.9-13.4 Bq/kg ^{90}Sr, 0.9-2.1 Bq/kg $^{239\text{-}240}$Pu e 0.33-0.79 Bq/kg ^{241}Am. Nel suolo, alcun influsso delle emissioni di centrali nucleari non si è costatato. Per quanto riguarda gli emettitori alfa artificiali, si sono misurati da 0.02 a 1.6 Bq/kg di materia secca di $^{239/240}$Pu e da 0.01 a 1.5 Bq/kg di ^{241}Am, con valori inferiori nell'Altopiano rispetto al Giura e alle Alpi. In media il rapporto ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu era del 0.028, il rapporto von ^{241}Am/$^{239+240}$Pu del 0.41.

1.5. Piante e derrate alimentari[9)]

Nei campioni di erba e di derrate alimentari prelevati predomina il ^{40}K, di origine naturale. Radionuclidi artificiali come il ^{137}Cs (provenente dall'incidente nel reattore di Cernobil) e lo ^{90}Sr (causato dagli esperimenti in superficie con armi nucleari) che le piante assorbono attraverso le radici, sono accertabili soltanto in tracce. Non è stato riscontrato alcun influsso delle centrali nucleari o degli impianti di ricerca svizzeri. La ripartizione regionale della radioattività corrisponde a quella nel suolo, con massimi di 26 Bq/kg di materia secca per quanto riguarda il ^{137}Cs in Ticino, nonché di 17 Bq/kg di materia secca per lo ^{90}Sr in Ticino e 39 Bq/kg nelle Alpi. Il contenuto di ^{137}Cs nel **latte** è risultato sempre inferiore a 2 Bq/l, tranne che in Ticino (dove si è registrato un massimo di 19 Bq/l). Il contenuto di ^{90}Sr nel latte era compreso tra 0.02 e 0.16 Bq/l nell'Altopiano e nel Giura, tra 0.5 e 2.2 Bq/l nelle Alpi e tra 0.2 e 0.4 Bq/l in Ticino. In sedici **campioni di cereali** si sono misurati valori inferiori a 0.6 Bq/kg per quanto riguarda il ^{137}Cs e tra 0.2 e 0.8 Bq/kg per lo ^{90}Sr.

Tra i **funghi** di provenienza svizzera, diversi boleti presentano tuttora valori in parte elevati – fino a 300 Bq/kg di funghi freschi – con tendenza tuttavia decrescente. Non sono state misurate concentrazioni superiori al valore di tolleranza di 600 Bq/kg. Questo vale anche per i funghi importanti, nei quali la concentrazione ^{137}Cs ha raggiunto al massimo 530 Bq/kg (steccherino dorato). Per l'importazione di funghi è tuttora richiesto un certificato sulla radioattività.

La **selvaggina** d'importazione (cerbiatto e cervo) presenta ancora concentrazioni di ^{137}Cs fino a 32 Bq/kg. I 188 cinghiali abbattuti nel Ticino durante la stagione invernale 2002/2003 sono stati sottoposti ad una cernita sul posto effettuata con l'ausilio di un apparecchio di misura dell'intensità di dose per consentire al veterinario cantonale di decidere del rilascio dell'animale. Uno di questi animali, sul quale si sono misurati valori nettamente superiori agli altri, è stato sequestrato; dalle misure effettuate in laboratorio è risultata una concentrazione di ^{137}Cs 6950 Bq/kg. Le misure operate su quelli rimanenti hanno dato risultati nettamente inferiori e non hanno perciò dato adito a provvedimenti.

1.6. Carbonio-14 nelle piante[10)]

Le piante assorbono ^{14}C dall'aria quando ne assimilano l'anidride carbonica durante la fase di crescita. Negli anni sessanta, gli esperimenti svolti con armi nucleari hanno causato un aumento del 100 per cento della concentrazione di ^{14}C rispetto al suo livello naturale, derivante dalla radiazione cosmica. Fino ad oggi, tale quota, misurata in una stazione di riferimento nei pressi di Berna, si è ridotta all'80 per mille. Le foglie degli alberi raccolte nelle vicinanze dei due reattori ad acqua bollente di Mühleberg e di Leibstadt presentano inoltre concentrazioni supplementari del 40 a 240 per mille. Presso i reattori ad acqua pressurizzata di Beznau, di Gösgen e del PSI come pure nei dintorni dell'inceneritore della NOVARTIS a Basilea non sono state accertate concentrazioni superiori a quelle della stazione di riferimento. Sul terreno appartenente in passato alla SANDOZ e presso la ROCHE si sono invece misurate concentrazioni supplementari fino al 330 per mille. Il contenuto naturale di ^{14}C nelle piante, derivante dalla radiazione cosmica, è di 227 Bq/kg ^{14}C e causa un dose di 0.013 mSv/anno. Un raddoppiamento della radioattività dovuta al ^{14}C corrisponde all'incirca ad un aumento della dose (efficace) ipotetica massima di 1 millesimo di Sv all'anno.

---

8) Suolo v. [cap. 4.3 e 7.2]

9) Erba e derrate alimentari v. [cap. 4.3 e 5.1].

10) Misure del ^{14}C v. [cap. 7.1].

1.7. Radionuclidi nell'organismo umano[11)]

Misure dell'intero organismo e analisi del contenuto di ^{90}Sr nei denti di latte e nelle vertebre consentono di determinare la radioattività assorbita con l'alimentazione. Nelle misure del corpo intero svolte a Basilea si sono riscontrate concentrazioni di ^{137}Cs di 23 Bq al massimo per le donne e 38 Bq per gli uomini. Il valore massimo misurato in occasione dei controlli a cui sono state sottoposto 595 persone presso il PSI è stato di 300 Bq. Il 96,6 per cento delle persone controllate presentava tuttavia valori inferiori ai 60 Bq che costituiscono il limite dell'accertabile. La concentrazione del ^{40}K, di origine naturale ammonta a circa 3300 Bq nell'organismo delle donne e a 4500 Bq in quello degli uomini. Il contenuto di ^{90}Sr misurato nelle vertebre umane e nei denti di latte ammonta soltanto ancora a 0.03 Bq/g Ca.

2. Dosi d'irradiazione esterna

2.1. Radiazione naturale

I contributi principali alla dose d'irradiazione derivano dalla radiazione terrestre e da quella cosmica. La prima proviene dai radionuclidi naturali contenuti nel suolo e nei materiali di costruzione, la seconda dipende dall'altitudine dato che l'involucro atmosferico della Terra ne attenua l'impatto[12)].
In media, l'intensità di dose all'aperto in Svizzera è di 90 nSv/h, con valori compresi tra 40 e circa 230 nSv/h. Per effetto dei radionuclidi naturali contenuti nel materiale di costruzione, la radiazione all'interno delle case supera quella all'aperto del 10 per cento circa.

2.2. Radioattività artificiale

Le ricadute radioattive dell'incidente nel reattore di Cernobil nell'aprile del 1986 e degli esperimenti in superficie con armi nucleari contribuiscono soltanto ancora con una piccola percentuale all'intensità di dose esterna[13)]. Il Ticino costituisce un'eccezione: qui il contributo di tali componenti ammonta tuttora fino ad un massimo del 30 per cento.

Per effetto delle radiazioni dirette, i valori in alcuni punti presso i recinti delle centrali nucleari di Mühleberg e Leibstadt (radiazione di ^{16}N dal reattore ad acqua bollente), dello PSI e del CERN possono talvolta salire fino ad alcune centinaia di nSv/h. Poiché nessuno si trattiene tuttavia a lungo in questi luoghi, le dosi individuali che ne derivano sono irrilevanti[14)].

2.3. Aeroradiometria[15)]

Ogni anno, alcune regioni scelte sono oggetto di misure operate dall'aria per mezzo di uno spettrometro gamma al NaI trasportato a bordo di un elicottero dell'esercito (aeroradiometria). L'elicottero sorvola le regioni in questione ad un'altezza di circa 100 metri dal suolo, seguendo una griglia di linee parallele. Un programma d'analisi dei risultati allestisce quindi una carta radiometrica della regione sorvolata. In caso d'incidente, questo strumento di misura, il cui impiego è coordinato dalla CENAL, permette di allestire rapidamente una cartina della regione contaminata. È inoltre possibile impiegarlo per ricercare fonti radioattive che sono andate perse.

Nell'anno in rassegna sono stati effettuati voli di misurazione nei dintorni delle centrali nucleari di Beznau e di Leibstadt nonché dell'Istituto Paul Scherrer. Non ne sono risultate concentrazioni della radioattività più elevate che negli anni precedenti. In occasione di un'esercitazione internazionale (ECCOMAGS) svolta nell'estate 2002 nella Scozia sud-occidentale, il Ministero della difesa britannico ha negato il permesso di volo alle équipe estere (con elicotteri militari), e non è perciò stato possibile procedere alle misurazioni previste.

3. Dosi d'irradiazione della popolazione

3.1. Radioattività naturale e radiazione cosmica

Il radon (^{222}Rn) e i prodotti del suo decadimento nei locali d'abitazione e di lavoro causano il contributo più importante alla dose d'irradiazione. In sé, si tratta di radionuclidi di origine naturale. Le concentrazioni elevate all'interno degli edifici sono tuttavia dovute all'attività umana. La media aritmetica ponderata risultante dalle misure della concentrazione svolte entro il 2002 in circa 47'000 case si aggira sui 75 Bq/m^3 (valore mediano: 50 Bq/m^3). Presupponendo una permanenza di 7000 ore all'anno nei locali d'abitazione e di 2000 ore sul posto di lavoro e applicando i fattori di dose corrispondenti di $2{,}44*10^{-6}$ e $3{,}17*10^{-6}$ mSv all'ora per Bq/m^3 [16)], si ottiene per la popolazione svizzera una dose media d'irradiazione dovuta al radon di 1.6 mSv/anno. Questa cifra include un supplemento del 10 per cento riferito al toron, gas nobile naturale radioattivo di breve durata (^{220}Rn). Tra l'1 e il 2 per cento della popolazione subisce una dose annua superiore a 10 mSv, lo 0.2 per cento una dose annua superiore a 25 mSv. Secondo stime conservative, il radon sarebbe all'origine di alcuni casi su cento di decesso per cancro ai polmoni.

---

11) Radionuclidi nell'organismo v. [cap. 6.1 e 6.2].
12) Radiazione cosmica v. Rapporto annuale 1999, cap. 10.3: http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf
13) Misure della dose v. [cap. 3.1 e 3.2].
14) Misure nei dintorni delle CN v. [cap. 8.3].
15) Aeroradiometria v. [cap. 3.3].
16) cfr. Rapporto annuale 1993, pag. B.2.3.

Radionuclidi naturali penetrano inoltre nell'organismo umano attraverso l'alimentazione, causandovi in media una dose annuale di circa 0.38 mSv, di cui circa la metà rappresenta il contributo del ^{40}K. Il resto proviene dai radionuclidi delle catene di decadimento naturali dell'urano e del torio, nonché da quelli di origine cosmica: tritio, ^{14}C, ^{7}Be, ecc.

Un altro contributo alla dose d'irradiazione esterna è quello dei radionuclidi nel suolo. Il loro apporto dipende fortemente dal contenuto locale di radionuclidi nel suolo e dalle abitudini di vita. Nelle regioni abitate della Svizzera, la dose d'irradiazione naturale di origine terrestre all'aperto è compresa tra 0.35 e circa 0.8 mSv/anno. Ad essa si aggiunge il contributo della radiazione cosmica, che cresce con l'altitudine sul livello del mare: 0.35 mSv/ora a Locarno, 0.4 a Zurigo e 0.75 a St. Moritz. La dose d'irradiazione in casa supera quella all'aperto del 10 per cento circa. La dose annuale complessiva derivante da fonti naturali ammonta a circa 3 mSv.

Fonti radioattive naturali (mSv/anno)

Fonte	Media	Margine di variazione
Irradiazione esterna	0.9 [17)]	0.5 – 2.0
Alimentazione	0.4 [18)]	0.2 – 0.5
Radon nei locali abitati	1.6	da 0,3 a oltre 20 [19)]
Totale	**3**	da **1** a oltre **20**

3.2. Dosi d'irradiazione da fonti artificiali

Il maggior contributo antropogeno alla **dose d'irradiazione esterna** è quello derivante dalle applicazioni mediche, nonché dall'esposizione a radiazioni per motivi professionali nelle centrali nucleari, nell'industria, nel commercio, nei servizi pubblici, nella ricerca e nella medicina e dalle cosiddette "fonti minori". Queste ultime sono oggetti d'uso e beni di consumo contenenti sostanze radioattive in piccole quantità. Il contributo dei radionuclidi artificiali nel suolo non può essere indicato che approssimativamente. Conformemente a ipotesi conservative, si tratta, in caso di permanenza duratura all'aperto, di 0.01 a 0.5 mSv/anno. L'ampio margine di variazione è una conseguenza delle differenze regionali della sedimentazione del ^{137}Cs dopo l'incidente nel reattore di Cernobil. I contributi delle centrali nucleari svizzere, dello PSI e del CERN non sono di rilievo.

La **dose d'irradiazione interna** è dovuta a radionuclidi artificiali – soprattutto ^{137}Cs e ^{90}Sr – assorbiti con l'alimentazione. Secondo le misure dell'intero organismo svolte nelle scuole, la dose dovuta al ^{137}Cs incorporato è inferiore a 1 µSv/anno.

Complessivamente, la dose d'irradiazione dovuta alla **radioattività artificiale** (senza la medicina e le fonti minori) oscilla, per la maggioranza della popolazione svizzera, tra 0.01 e 0.05 mSv/anno, con punte massime di 0.1 mSv/anno.

Accidente di Cernobyl imparte su la Svizzera vedere:
http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf

Fonti radioattive artificiali (mSv/anno)

Fonte		Media	Margine di variazione
Medicina	radiodiagnostica [20)]	1	0 – 30
	medicina nucleare [21)]	0.04	0 – 80
"Fonti minori"	oggetti d'uso e beni di consumo contenenti sostanze radioattive [22)]	0.1	0 - ?
Radioattività artificiale diffusa su vasta scala	Cernobil	0.01	fino a 0,5
	ricadute delle armi nucleari	< 0.01	
	^{85}Kr proveniente dalla rigenerazione	0.02	
Immissioni radioattive	impianti e centrali nucleari	≈ 0	fino a 0,015
Esposizione a radiazioni per motivi professionali	65 079 persone professionalmente esposte [23)]	0.07	< 20 *) 98.% <1

*) valore compreso tra 20 e 50

17) di cui 0,35 mSv/anno dalla radiazione cosmica a 300 m d'altitudine. Un volo dalla Svizzera all'America del Nord causa una dose addizionale di 0,04 mSv. Il personale di volo e le persone che volano spesso subiscono una dose addizionale di 3 mSv/anno; v. Rapporto annuale 1999 cap. 10.3.: http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

18) di cui (in µSv/anno): ^{40}K = 200; ^{87}Rb = 6; ^{3}H = 0,01; ^{7}Be = 3; ^{14}C = 12; ^{22}Na = 0,2; U, Th e Ra = 30; ^{210}Pb + ^{210}Bi + ^{210}Po = 120 µSv/anno.

19) oltre 10 mSv/anno per 1 a 2 % della popolazione e oltre 25 mSv/anno per lo 0,2%.

20) Rilevazioni IRA/UFSP 1996-99 v. Rapporto annuale 1999 cap. 10.1 http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

21) Dati rilevati nel 1989/90, J. Roth, Ospedale cantonale di Basilea Città.

22) Ad esempio: orologi con cifre luminescenti al tritio, radionuclidi naturali nelle piastrelle, Th in reticelle e ceramica dentaria, avvisatori di fumo a ionizzazione, ^{210}Po nel fumo delle sigarette, ecc.

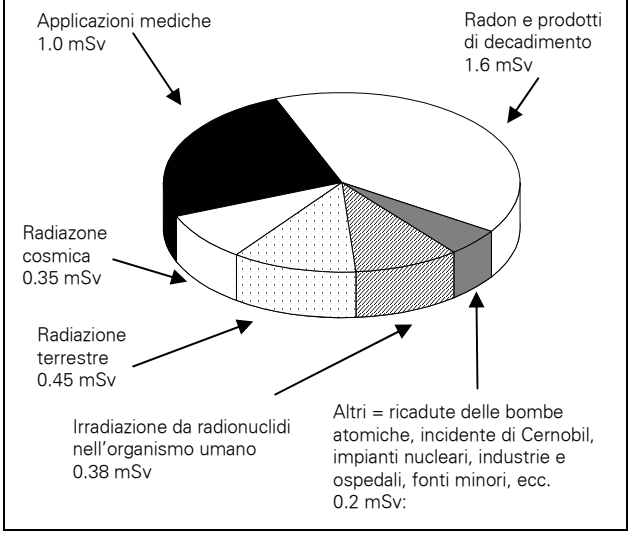
23) nelle centrali nucleari, la ricerca, l'industria ed i servizi pubblici. Fonte: Rapporto sulla dosimetria dell'UFSP 2002; v inoltre http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2002-df.pdf

Esempi (in mSv/anno):

^{137}Cs nel latte	1 l/giorno contenente 10 Bq/l (= valore di tolleranza)*	0.05
^{137}Cs nei funghi selvatici	200 g/settimana contenenti 600 Bq/kg (= valore di tolleranza)*	0.09
^{226}Ra nell'acqua minerale	1 l/giorno contenente 1 Bq/l (= valore limite)*	0.08
^{14}C negli ortaggi	200 g /giorno di ortaggi coltivati nelle vicinanze dell'impianto d'incenerimento dei rifiuti speciali di Basilea	0.002
^{3}H nell'acqua piovana impiegata come acqua potabile	2,2 l/giorno (da 1000 Bq/l) prelevati nei dintorni di un'azienda di lavorazione del tritio	0.01
^{137}Cs nel suolo in Ticino	1 anno di lavoro in un campo con la massima concentrazione di Cs in Ticino	0.1
Irradiazione diretta (dintorni di una centrale nucleare)	1 h/giorno presso il recinto della centrale nucleare	0.1

* secondo l'OEC

Esposizione a radiazioni della popolazione svizzera in media, in mSv/anno (totale: 4 mSv/anno)



Prefissi delle unità di misura

fBq	femto	10^{-15}
pBq	pico	10^{-12}
nBq	nano	10^{-9}
µBq	micro	10^{-6}
mBq	milli	10^{-3}

kBq	chilo	10^{3}
MBq	mega	10^{6}
GBq	giga	10^{9}
TBq	tera	10^{12}
PBq	peta	10^{15}

4. Definizioni, unità di misura e norme legali

La **radioattività** è la caratteristica dei nuclei atomici instabili, di trasformarsi senza intervento esterno (decadimento radioattivo), emettendo una radiazione (ionizzante) caratteristica in forma di particelle alfa o beta e di quanti gamma. Sostanze radioattive naturali si trovano da sempre nell'ambiente; quelle artificiali si liberano durante l'esplosione di armi nucleari o provengono da impianti nucleari, nonché aziende ed ospedali che lavorano con radionuclidi.

La **radioattività** di una sostanza si misura in Becquerel (Bq). Un Bq corrisponde ad una disintegrazione radioattiva al secondo. I prefissi e il loro significato sono indicati nella tabella su questa pagina. Una volta, l'unità in uso era il Curie (Ci); 1 nCi = 37 Bq o, rispettivamente, 1 Bq = 27 pCi.

Per valutare il **rischio d'irradiazione** incorso dalla popolazione, si determina la **dose efficace (E)** in mSv o µSv. Quest'ultima tiene conto del fatto che gli organi umani sono variamente sensibili all'irradiazione e che i diversi tipi di radiazioni non producono tutti i medesimi effetti biologici. Per determinare la dose efficace, si stabilisce dapprima l'energia radioattiva assorbita nei singoli organi (*dose energetica*), ponderata con un fattore riferito alla densità di ionizzazione della radiazione (*fattore di ponderazione della radiazione w_R*). Sommando le dosi di ogni organo, ponderate con un fattore riferito alla sensibilità di quest'ultimo alle radiazioni *(fattore di ponderazione del tessuto w_T)*, si ottiene quindi la dose efficace. Si ha così una dose teorica riferita all'intero organismo che comporta il medesimo rischio d'irradiazione come le singole dosi di ogni organo. I risultati intermedi (dose energetica D, equivalente di dose H) e i fattori di ponderazione impiegati sono spiegati alla pagina C-1.

Conformemente all'**Ordinanza sulla radioprotezione** (ORaP), le dosi d'irradiazione della popolazione in seguito alla radioattività legata alla civilizzazione e alle radiazioni presenti nell'ambiente - esclusi il radon e le applicazioni mediche - non devono superare 1 mSv all'anno. Per le persone professionalmente esposte a radiazioni è fissato un limite di 20 mSv all'anno. L'Ordinanza pone inoltre limiti all'immissione di sostanze radioattive nell'aria e nelle acque pubblicamente accessibili. Questi limiti sono fissati in modo tale che una persona che bevesse sempre acqua o respirasse aria appena conformi alle norme subirebbe, per ognuno di questi mezzi, un'irradiazione di 0.2 mSv all'anno. Per l'irradiazione diretta, il valore limite è di 5 mSv all'anno nelle aree pubblicamente accessibili e di 1 mSv all'anno nei locali di abitazione, di soggiorno e di lavoro. Valori limite e di tolleranza per i radionuclidi nelle derrate alimentari sono pubblicati nell'Ordinanza sulle sostanze estranee e sui componenti nelle derrate alimentari (OEC). Quello che conta per la radioprotezione è il valore limite, mentre il valore di tolleranza costituisce unicamente un criterio di qualità e il suo superamento non comporta alcun rischio. L'evacuazione di sostanze radioattive nell'ambiente deve, in ogni caso, essere controllata. L'autorità cui compete il rilascio delle licenze fissa i limiti d'immissione. Per gli impianti nucleari, questi sono ad esempio scelti in modo tale che, anche nelle immediate vicinanze, nessuno subisca una dose addizionale superiore a 0.2 mSv all'anno (valore operativo di dose riferito alla sorgente secondo l'art. 7 ORaP) . Il limite di concentrazione del radon nei locali d'abitazione e di soggiorno è fissato a 1000 Bq/m^3. Edifici che presentano valori superiori a questo limite devono essere risanati. Gli edifici nuovi e quelli riattati non dovrebbero superare un limite operativo di 400 Bq/m^3.

1. DIE ÜBERWACHUNG DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT IN DER SCHWEIZ

H. Völkle
Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Das Überwachungsprogramm, dessen Grundsätze und Zielsetzungen, die Kriterien für die Auswahl von geeigneten Probenahmestellen und –Verfahren sowie der Messmethoden werden dargelegt, sowie der Bezug zu den entsprechenden Schweizer Gesetzen, Verordnungen, Grenzwerten und internationalen Empfehlungen. Die Koordination des Messprogrammes erfolgt durch das Bundesamt für Gesundheit, das auch für die Sammlung, Auswertung und die jährliche Veröffentlichung der Resultate zuständig ist. Diese langjährige Zusammenarbeit nutzt Synergien und gemeinsame Interessen aus und ist in Absprachen und Verträgen geregelt. Zertifizierung und Akkreditierung sind als QM-Massnahme vorgesehen.

1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung

Die regelmässige Überwachung der Umweltradioaktivität begann in der Schweiz 1956, als der Bundesrat die Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität ernannte. Überwacht werden sollte vorerst der seit Ende der 50er-Jahre deutlich angestiegene radioaktive Ausfall der atmosphärischen Kernwaffenversuche. Der Schwerpunkt des laufend den Bedürfnissen angepassten Überwachungsnetzes verlagerte sich mit der Zeit immer mehr auf die Kernanlagen, sowie auf Betriebe und Spitäler, die Radionuklide verwenden. Dabei wird auch die natürliche Radioaktivität, insbesondere das Radon erfasst, vor allem dort wo diese zu nennenswerten Strahlendosen führen kann. Die Messergebnisse werden in den jährlichen Berichtes des Bundesamtes für Gesundheit BAG [1] veröffentlicht.

1.2 Gesetzliche Vorgaben

Gesetzliche Basis ist die Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV: [2]), die vorschreibt, dass das BAG ionisierende Strahlung und Radioaktivität in der Umwelt überwacht, die Daten sammelt und veröffentlicht (Art. 104 bis 106). Immissionsgrenzwerte für Luft und Wasser sind in Art. 102 bzw. im Anhang 3 definiert, nämlich CA/300 für die Luft (CA = Arbeitsplatz-Richtgrenze) und LE/50 für das Wasser (LE = Freigrenze). Diese Werte führen bei Dauerexposition zu je 0.2 mSv/Jahr. Für die Lebensmittel gelten die Toleranz- und Grenzwerte gemäss FIV (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung [3]). Diese sind in der nachfolgenden Tabelle 1 enthalten. Für die Bevölkerung ("nichtberuflich strahlenexponierte Personen") darf die effektive Dosis den Grenzwert von 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen (Art. 37). Dieser Dosisgrenzwert betrifft radioaktive Immissionen, jedoch nicht die Dosisbeiträge durch die natürliche Strahlung oder aus medizinischen Anwendungen.

1.3 Grundsätze der Überwachung

Entsprechend den Vorgaben für ein Messprogramm ergeben sich unterschiedliche Anforderungen bezüglich Probenahme und die Messempfindlichkeit. Bei einem ***Monitoringprogramm*** geht es darum, festzustellen ob vorgegebene Immissionsgrenzwerte eingehalten sind, also um eine "JA-NEIN"-Antwort. In diesem Fall erfolgt die Stichprobenerhebung "verdachtsorientiert", d.h. man wird eher dort Proben erheben, wo mit den grössten Immissionen gerechnet wird, bzw. wo diese die grösste radiologische Auswirkung haben können. Die Messempfindlichkeit soll um ein ausreichend grosses Intervall tiefer sein als der zu überprüfenden Grenzwert. Bei einem eigentlichen ***Umweltmessprogramm*** möchte man für ein bestimmtes Gebiet, ein bestimmtes Zeitintervall und bestimmte Messgrössen die tatsächlichen Werte und deren örtliche und zeitliche Variationen bestimmen. Hier wird man die Probenahmen nach statistischen Kriterien vornehmen und mit möglichst grosser Empfindlichkeit messen, damit aus den Ergebnissen die tatsächliche Belastung sowie die daraus resultierenden Strahlendosen hergeleitet werden können. Bei ***wissenschaftlichen*** *Messprogrammen* steht die Über-

prüfung radioökologischer Modelle bzw. die experimentellen Bestimmung der entsprechenden Modellparamenter im Vordergrund. Hier hat die Probenahme ebenfalls nach statistischen Gesichtspunkten zu erfolgen und die Messempfindlichkeit soll so gewählt werden, dass die dem Modell zugrundegelegten Hypothesen verifiziert bzw. die Modellparameter mit der gewünschten Genauigkeit bestimmt werden können.

Tab. 1: Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg [3]

Radionuklid bzw. Radionuklidgruppe	**Toleranzwert Bq/kg**	**Grenzwert Bq/kg**			
	alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	flüssige Lebensmittel	Säuglings-anfangsnahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
künstliche Alphastrahler *(z.B. ^{239}Pu, ^{241}Am)*	0.1	80	20	1	800
Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen: • Gruppe I: ^{224}Ra, ^{228}Th, ^{234}U, ^{235}U, ^{238}U	---	50	10	10	500
• Gruppe II: ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{231}Pa	---	5 (**)	1	1	50
Übrige Radionuklide *(z.B. ^{134}Cs, ^{137}Cs, jedoch ohne ^{40}K)*	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (^{134}Cs und ^{137}Cs zusammen)
(**) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für ^{210}Po)

Tab. 2: Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	**überwacht wird:**	**Kompetenzzentren:**
Atmosphäre	- Aerosole, Niederschläge - ^{14}C, Edelgase	- SUER[1] inkl. RADAIR[2] - Uni Bern[3]
Deposition	- Boden, Bewuchs, in-situ-Spektrometrie - ^{90}Sr- und Alpha-Messung	- SUER[1], IRA[5], Spiez[6], PSI [11]
Aquatisches Milieu	- Gewässer, Fische, Sedimente - Grund- und Quellwasser, Deponien	- EAWAG[7], Institut Forel[8], Labor Spiez[6] - CHYN[9]
Lebensmittel	- Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	- Kantonale Laboratorien[10]
Dosis	- γ- und n-Dosen - automatische Dosiswarnnetze (MADUK[15], NADAM[13])	- PSI[11], IRA[5] - NAZ[12], HSK[14]
menschlicher Körper	- Ganzkörpermessungen - ^{90}Sr in Knochen und Zähnen	- PSI[11], Kantonsspitäler Basel[16], Genf[17] IRA[5]
Kernanlagen	- Emissionen, Umgebung	- HSK[14], SUER[1]
Betriebe	- Emissionen, Umgebung	- Suva[18], SUER[1]
Spitäler	- Emissionen	- BAG-SAB[19]
Radon	- Radon in Häusern und im Boden	- BAG-FRA[20], SUER[1]

1) - 19) Liste der Abkürzungen siehe Schluss des Beitrages

Die Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz hat drei Ziele:

- Verfolgen der grossräumig verbreiteten, natürlichen und künstlichen Radioaktivität um Veränderungen, Akkumulationen und Trends frühzeitig zu erkennen;
- die Überwachung der Umgebung von Kernanlagen und Betrieben, die radioaktive Stoffe verwenden;
- die Ermittlung der Strahlendosen der Bevölkerung und deren zeitlichen und räumlichen Variationen.

Bei der Auswahl der geeigneten Messstellen sind die folgenden Aspekte massgebend:

- Menge und Zusammensetzung der Emissionen bei Normalbetrieb und Störfällen;
- Ausbreitungsbedingungen in Luft und Wasser, Transportvorgänge in der Umwelt;
- Geländestruktur,
- Bevölkerungsverteilung,
- erzeugte landwirtschaftliche Produkte.

Bei der Auswahl der Probenahme- und Messverfahren sind die folgenden Kriterien zu berücksichtigen:

- **Empfindlichkeit** des Verfahrens; daraus leiten sich die erforderlichen Nachweisgrenzen ab;
- **Spezifizität** des Verfahren bezüglich bestimmter Nuklide oder Emissionspfade;
- **Unterscheidbarkeit** zwischen Immissionen eines Betriebes und einer Vorbelastung aus einer anderen Immissionsquelle, bzw. durch den natürlichen Untergrund;
- das **räumliche** oder **zeitliche** Auflösungsvermögen (etwa Stunden-, Tages-, Monats- oder Jahreswerte; z.B.: Milch einer Kuh, eines Hofes, eines Dorfes oder einer Region);
- der **Aufwand**: Kosten, erforderliche Qualifikation der Mitarbeiter;
- **ortsfeste** oder **mobile** Probenahme- oder Messstellen (erstere zur Erfassung langfristiger Veränderungen und Einflüsse an einer Stelle, letztere bei Stör- und Unfällen entsprechend den momentanen Ausbreitungsbedingungen);
- **Schnelligkeit** einer Probenahme- oder Messmethode;
- Bedarf an **vor-Ort-Messungen** (z.B. durch automatische Überwachungsnetze mit Datenfernübertragung wie NADAM, MADUK oder RADAIR).

1.4 Organisation und Zusammenarbeit

Die Organisation und die nationale Zusammenarbeit erfolgt nach folgenden Grundsätzen:

- die vorhandene fachliche Kompetenz und Messkapazität nutzen (s. Tab. 2);
- gemeinsame Interessen und Synergien ausnutzen;
- eine Zusammenarbeit mit allen Stellen beim Bund, den Hochschulen, Forschungsinstituten und Kantonen anstreben, die in diesem Bereich tätig sind und Erfahrung haben;
- diese Zusammenarbeit in Verträgen, Übereinkommen und Abmachungen regeln;
- Koordination des Messprogrammes durch das Bundesamt für Gesundheit (Sektion Überwachung der Radioaktivität): Festlegen des Überwachungsprogrammes, Sammeln, Auswerten und Veröffentlichen der Daten [1];
- halbjährliche Meldung der Daten der Laboratorien an das BAG;
- sofortige Meldung von erhöhten Messwerten, Überschreitung von Immissions- , Toleranz- oder Grenzwerten;
- Veranlassen von Massnahmen im Bedarfsfall;
- Aufbau einer nationalen, elektronischen Datenbank zur Erfassung aller Daten;
- Anwendung von Zertifizierung und Akkreditierung als QM-Massnahmen (s. Kap. 1.5);
- Im Falle einer Erhöhung der Radioaktivität, die Massnahmen zum Schutze der Bevölkerung erfordern würde, kommen die Nationale Alarmzentrale (NAZ) und die Einsatzorganisation für erhöhte Radioaktivität zum Zuge, die über die für solche Fälle nötigen logistischen und personellen Mittel verfügen.

Für die wichtigsten Überwachungsbereiche wurden Kompetenzzentren (ähnlich wie die Leitstellen in Deutschland) definiert, die über das fachliche Know-how im jeweiligen Gebiet verfügen und die andere Laboratorien beraten können (s. Tab. 2).

1.5 QM-Massnahmen

QM-Massnahmen wie Akkreditierung, Zertifizierung und Notifizierung dienen der Kompetenzfeststellung eines Laboratoriums um dessen Zuverlässigkeit, die Qualität und Richtigkeit der Analysenergebnisse und der daraus gewonnenen Informationen sicherzustellen. Ergänzende Massnahmen sind die Vereinheitlichung von Probenahme- und Messverfahren (s. [4] bis [7]) sowie die regelmässige Teilnahme der Laboratorien an Ringversuchen und Vergleichsmessungen.

Bei der **Zertifizierung** nach ISO 9001 wird geprüft und in einem Zertifikat bestätigt, dass ein Unternehmen oder einzelne Bereiche desselben, konform ist zu bestimmten (international anerkannten) Anforderungen oder Normen. Schliesslich werden die im QM-System definierten Prozesse regelmässig überprüft (Verifizierung, Validierung). Der Prozess «Umweltüberwachung» der Abteilung Strahlenschutz des Bundesamtes für Gesundheit wurde im Sommer 2001 entsprechend zertifiziert. Die Ziele dieses Prozesses sind:

- Die «Produkte» d.h. die Berichte, Publikationen, Auskunftsmöglichkeiten sind bekannt,
- die «Kunden» wissen, dass eine umfassende Überwachung durch kompetente und neutrale Stellen durchgeführt wird und wo sie Auskünfte über Radioaktivität und Strahlung erhalten;
- die beteiligten Laboratorien sind akkreditiert und liefern glaubwürdige Resultate;
- die Daten werden fristgerecht gesammelt, verarbeitet, interpretiert und veröffentlicht;
- bei erhöhten Messwerten oder Ereignissen mit Radioaktivität wird rasch gehandelt.

Bei der Bewertung der Überwachung (Erfolgskenngrössen) werden folgende Kriterien angewendet:

- Einhaltung des Überwachungsprogrammes,
- fristgerechte Erfassung und Veröffentlichung der Daten,
- Brauchbarkeit und Glaubwürdigkeit der Daten,
- Öffentlichkeit und Medien nutzen die Auskunftsmöglichkeiten beim BAG und den Zugang zu den Information auf dem Internet.

Bei der **Akkreditierung** nach ISO 17'025 wird geprüft, ob ein Laboratorium die fachliche Kompetenz hat, bestimmte Untersuchungen (gemäss Geltungsbereich) nach gegebenen Kriterien durchzuführen und ob die Produkte (Messergebnisse) vorgegebenen Qualitätsanforderungen genügen. Sie wird durch eine staatliche Stelle erteilt, in der Schweiz beispielsweise durch das Bundesamt für Messwesen und Akkreditierung METAS (http://www.metas.ch).

- Sie ermöglicht eine verbesserte, gegenseitige Akzeptanz der Untersuchungsbefunde, insbesondere privater Auftragnehmer gegenüber dem nationalen und internationalen Bereich, da sie die Eignung des Labors zur Durchführung solcher Anaylsen dokumentiert;
- Sie gibt klare Regelungen im Bezug auf die Zuständigkeit, Rechte und Pflichten der Mitarbeiter;
- Alle Verfahren und Abläufe (Prozesse) sind eindeutig festgelegt;
- Aufgrund der geregelten Dokumentation können Daten und Informationen schneller aufgefunden werden;
- Diese erhöhte Transparenz erleichtert die Einarbeitung neuer Mitarbeiter im allgemeinen Arbeitsablauf und in den Analysenmethoden, die einfache Vertretung der Mitarbeiter untereinander;
- Erleichtert den Wiedereinstieg in länger nicht verwendete Methoden;
- gibt mehr Sicherheit und Vertrauen in die eigene Arbeit bei den Mitarbeitern;
- Sie ermöglicht durch Optimierung der Abläufe einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess;
- Sie ermöglicht eine bessere Kompatibilität mit Regelwerken und Normen;
- Sie fördert die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse, die internationale Anerkennung und Vergleichbarkeit der Verfahren und Resultate sowie die juristische Belastbarkeit der Befunde;
- Sie kann Voraussetzung sein für behördliche Genehmigungen.

Mit wenigen Ausnahmen sind in der Schweiz alle an der Überwachung der Umweltradioaktivität beteiligten Laboratorien akkreditiert.

1.6 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen

1) **SUER**: Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, CH-1700 Fribourg

2) **RADAIR**: Automatisches Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft: 11 Alpha-Beta-Monitore, 2 Jod-Monitore, 1 nuklidspezifischer Monitor

3) **Uni BE**: Physikalisches Institut, Abteilung Klima- und Umweltphysik Universität Bern

4) **ETHZ**: Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik der Eidg. Technischen Hochschule Zürich

5) **IRA**: Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne

6) **Labor Spiez**: Fachsektion Physik, Bundesamt für Bevölkerungsschutz, VBS, Spiez

7) **EAWAG**: Gruppe Radioaktive Tracer, Abt. SURF der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf

8) **Institut Forel**; Universität Genf, Versoix

9) **CHYN**: Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg

10) **Kantonale Laboratorien**: Kantonale Lebensmittelkontrolle

11) **PSI**: Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, Villigen-PSI

12) **NAZ**: Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz, VBS, Zürich

13) **NADAM**: Automatisches nationales Dosiswarnnetz bestehend aus 58 Stationen

14) **HSK**: Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen-PSI

15) **MADUK**: Automatisches Dosiswarnnetz für die Umgebung der Kernanlagen, bestehend aus je 12 bis 18 Stationen pro Kernkraftwerk

16) **Kantonsspital BS**, Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital Basel-Stadt

17) **Kantonsspital GE**, Division den médecine nucléaire, Hôpital Universitaire Cantonal Genève

18) **Suva**: Bereich Physik, Abteilung Arbeitssicherheit, Suva, Luzern

19) **BAG-SAB**: Sektion Aufsicht und Bewilligungen, Bundesamt für Gesundheit, Bern

20) **BAG-FRA**: Fachstelle Radon und Abfälle, Bundesamt für Gesundheit, Bern

1.7 Quellenangaben

[1] Jahresberichte des BAG: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz: http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/radio_env/documentation/d/document2001.php

[2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz (StSG) vom 22. März 1991: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_50.html und Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22. Juni 1994: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_501.html

[3] Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV): http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html

[4] Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt; BMU Bonn, Gustav Fischer-Verlag

[5] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Nov. 1990-92

[5a] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Februar 1997: http://www.eml.doe.gov/publications/procman

[6] Fachverband für Strahlenschutz: Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität; Lose-Blatt-Sammlung: Grundsätze, Messprogramme, Empfehlungen zur Probenahme und Messung; Nachweisgrenzen, Berichterstattung etc.: http://www.fs-ev.de/fs-ev/deutsch/index.html

[7] Empfehlungen der EU zur Überwachung der Umweltradioaktivität: COMMISSION RECOMMENDATION of 8 June 2000 on the application of Article 36 of the Euratom Treaty concerning the Monitoring of the levels of radioactivity in the environment for the purpose of assessing the exposure of the population as a whole (Document C(2000) 1299, 2000/473/Euratom).

[8] H. Völkle: Die Radioaktivität der Atmosphäre, StrahlenschutzPRAXIS 4/2001, pp. 74-78.

Tab. 3: Routine-Überwachungsprogramm für die Umweltradioaktivität

Probe Messung	Region	Anzahl Stellen	Mess-ung	Häuf.	Probe	Messung	Beschreibung	Nachweisgrenzen Alarmschwellen
Luft	Schweiz	58	kDm	kM	EGDI	EGDI	NADAM: Automatisches Dosiswarnnetz, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich	1 micro-Sv/h
	Umg. KKW	12 - 18	kDm	kM	EGDI	EHDI	MADUK: Automatisches Dosiswarnnetz in der Umgebung der Kernkraftwerke, Betrieb durch die Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK)	0.05 micro-Sv/h
	Umg. KKW	20 - 30	kS+pM	M	EGD	EGD	TLD und Neutronen-Dosimenter in der Umgebung der KKW	---
	Schweiz	11+1[*)]	kDm	kS	Aerosole	GA, GB, kB	RADAIR: Automatische Warnnetz für die Radioaktivität der Aerosole: 11 α/β-Monitore (FHT-59S), Betrieb durch die SUER	Alarme (kB): 1, 5 und 30 Bq/m^3
	Schweiz	3	kDm	kS	Gasförmiges Jod	GeR	RADAIR: Automatische Warnnetz für das gasförmige: radioaktives Jod 3 Jod-Monitore (FHT-1700); Betrieb durch die SUER	---
	Schweiz + Umg. KKW	12	kS+pM	M	Aerosole	GeR	Aerosolsammler (≈ 40 m^3/h), Messung der Filter mittels Gamma-Spektrometrie im Labor	^{137}Cs: 1 μBq/m^3
	Schweiz	5	kS+pM	2W	Aerosole	GeR	Hochvolumen-Aerosolsammler (≈ 600 m^3/h), Messung der Filter mittels Gamma-Spektrometrie im Labor	^{137}Cs: 0.1 μBq/m^3 Pu/Am: 0.5 nBq/m^3
	BE+Alpen[+)]	2	kS+pM	M	Luft	^{85}Kr	durch Beta-Messung	---
Regen	Schweiz + Umg. KKW	12	kS+pM	W	Regenwasser	GeR, T	Regensammler mit 1 m^2 Fläche; GeR mittels Ge-Gamma-Spektrometrie der eingedampften Proben	^{137}Cs: 5 mBq/l*M Pu/Am: 0.0003 Bq/l ^{90}Sr: 0.005 Bq/l
	Umg. Ind.	8	kS+pM	W	Regenwasser	T	kleine Regensammler	0.5 Bq/l
in-situ Messung	Schweiz + Umg. KKW	10 - 20	St"pM	J	Feld-Spektrometrie	γ-Spek-trum	mehrere Stellen in der Umgebung jedes KKW sowie weitere Stellen in der ganzen Schweiz zur Bestimmung der Aktivität im oder auf dem Erdboden	--
^{14}C	Schweiz + Umg. KKW	20 - 30	St+pM	J	^{14}C in Baumblätterm		Beta-Messung (Universität Bern) oder AMS (ETHZ)	--

Legende: **Ind** = Industrien; **kS** = **k**ontinuierliche **S**ammlung; **kM = k**ontinuierliche **M**essung; **St = St**ichproben; **pM** = **p**eriodische **M**essung; KDm = **k**ontinuierliche **D**irekt**m**essung; **EGDI** = **E**xterne **G**amma **D**osis**l**eistung mit GM-Zählrohr; **EGD** = **E**xterne **G**amma **D**osis mittels TLD; **GeR** = **G**amma **e**mittierende **R**adionuklide mittels Ge-Gammaspektrometrie; **Sr** = ^{90}Sr mit radiochemischer Analyse; **AeR** = **A**lpha **e**mittierende **R**adionuklide mittels radiochemischer Analyse; **GA** = **G**esamt-**A**lpha Aktivität; **GB** = **G**esamt-**B**eta Aktivität; **kB** = künstliche **B**eta Aktivität mit dem Alpha Beta Pseudo-Koinzidenz-Difference-Verfahren; **T** = **T**ritium durch Liquid Szintillations-Messung; **W** = **W**öchentlich; **M** = **M**onatlich; **HJ** = **H**alb-**J**ährlich; **J** = Jährlich; **[*)]** eine im Fürstentum Liechtenstein; **[+)]** In der Hochalpine Forschungsstation Junfraujoch auf 3400 m; [+)] weitere Lebensmittel (Wild, Pilze, Importwaren, etc.) nach Bedarf um speziellem Programm; [++)] bei Bedarf auch tiefere Schichten.

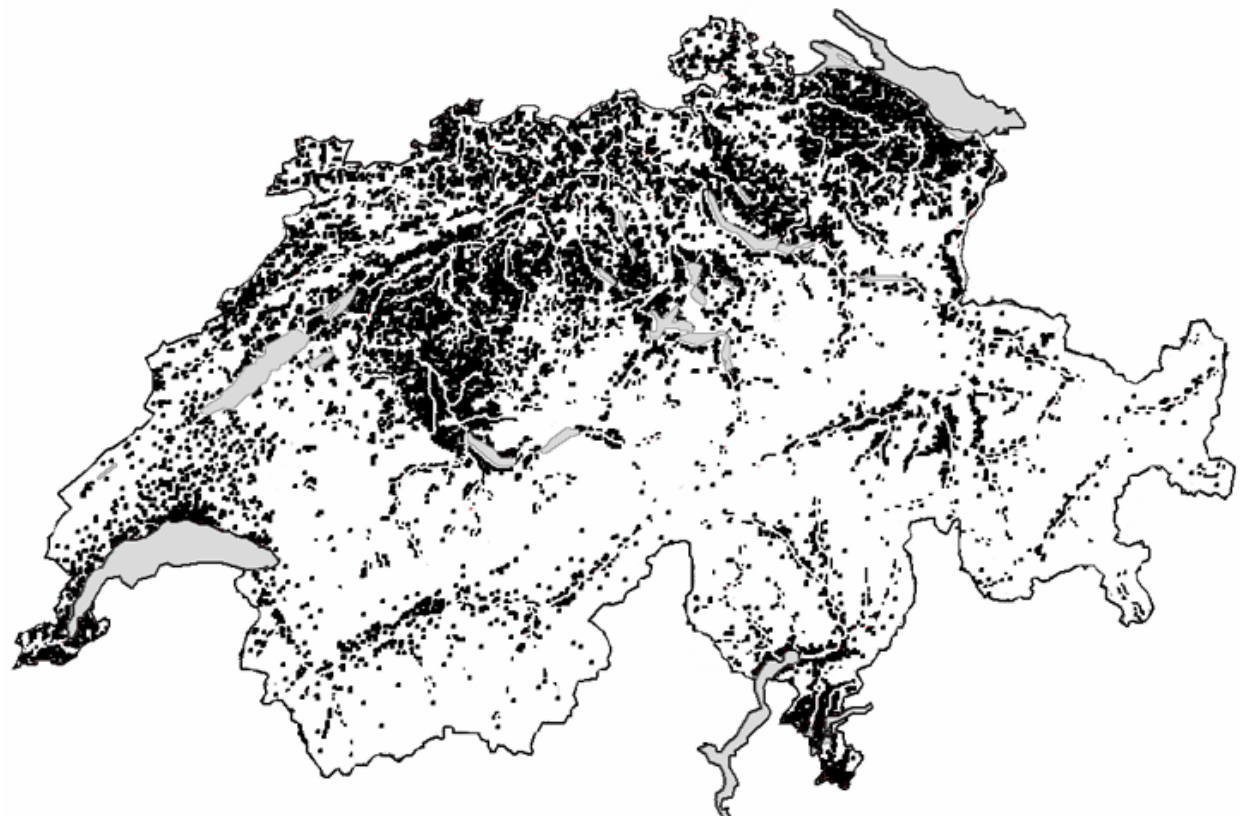
Tab. 3: Routine-Überwachungsprogramm für die Umweltradioaktivität (Fortsetzung)

Probe Messung	Region	Anzahl Stellen	Mess-ung	Häuf.	Probe	Messung	Beschreibung	Nachweisgrenzen Alarmschwellen
Aquatisches Milieu	Schweiz + Umg. KKW	16	kS+pM	W	Oberflächenwasser	GeR, T	GER mittels Ge-Gamma-Spektrometrie der eingedampften Proben	^{137}Cs: 5 mBq/l T: 0.5 Bq/l Pu/Am: 0.3 mBq/l ^{90}Sr: 5 mBq/l
	Umgebung KKW	4	kS+pM	HJ	Grundwasser, Sedi-mente, Fische, Wasserpflanzen	GeR, T	verschiedene Messverfahren	^{137}Cs: 20 µBq/l T: 0.5 Bq/l
Trinkwasser	Schweiz	50	kS+pM	HJ	Trinkwasser	GeR, NR, T	Zusammenarbeit mit dem Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg (CHYN) und weiteren Stellen	^{137}Cs: 5 mBq/l T: 0.5 Bq/l
Erdboden	Schweiz + Umg. KKW	30	St+pM	J	Erdboden (Schicht 0 – 5 cm) $^{++)}$	GeR, K, Sr, AeR	Bodenschicht 0-5 cm; GeR mittels Ge-Gamma-Spektrometrie; Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse , AeR mittels radiochemischer Analyse	^{137}Cs: 0.5 Bq/kg ^{90}Sr: 0.4 Bq/kg Pu/Am: 1 mBq/kg
Pflanzen	Schweiz + Umg. KKW	33	St+pM	HJ	Gras	GeR, Sr	gleiche Stellen wie Erdproben, GeR mittels Ge-Gamma-Spektrometrie, ; Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse	^{137}Cs: 0.5 Bq/kg
Baumblätter	Schweiz + Umg. KKW	30	St+pM	J	Baumblätter	^{14}C	^{14}C-Bestimmung mit Beta-Counter (Uni Bern) oder mittels AMS (ETHZ)	---
Lebensmittel $^{+)}$	Schweiz + Umg. KKW	26	St+pM	HJ	Milch	GeR, K, Sr	gleiche Stellen wie Erdproben, GeR mittels Ge-Gamma-Spektrometrie; Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse	^{137}Cs: 1 Bq/kg ^{90}Sr: 0.005 Bq/l
	Schweiz + Umg. KKW	10	St+pM	J	Getreide	GeR, Sr	GeR mittels Ge-Gamma-Spektrometrie; Sr mittels radio-chemischer Analyse	^{137}Cs: 1 Bq/kg ^{90}Sr: 0.05 Bq/g Ca
menschl. Körper	Schweiz	20-40	St+pM	J	menschlicher Körper Wir-belknochen und Milchzähne	Cs, K, Sr	Ganzkörpermessungen mit Antropospektrometer (Kan-tonsspital BS und GE) Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse	---

Legende: **Ind** = Industrien; **kS** = **k**ontinuierliche **S**ammlung; **kM = k**ontinuierliche **M**essung; **St = St**ichproben; **pM** = **p**eriodische **M**essung; KDm = **k**ontinuierliche **D**irekt**m**essung; **EGDl** = **E**xter-ne **G**amma **D**osis**l**eistung mit GM-Zählrohr; **EGD** = **E**xterne **G**amma **D**osis mittels TLD; **GeR** = **G**amma **e**mittierende **R**adionuklide mittels Ge-Gammaspektrometrie; **Sr** = ^{90}Sr mit radiochemischer Analyse; **AeR** = **A**lpha **e**mittierende **R**adionuklide mittels radiochemischer Analyse; **GA** = **G**esamt-**A**lpha Aktivität; **GB** = **G**esamt-**B**eta Aktivität; **kB** = künstliche **B**eta Aktivität mit dem Alpha Beta Pseudo-Koinzidenz-Difference-Verfahren; **T** = **T**ritium durch Liquid Szintillations-Messung; **W** = **W**öchentlich; **M** = **M**onatlich; **HJ** = **H**alb-**J**ährlich; **J** = Jährlich; ***)** eine im Fürstentum Liechtenstein; **+)** In der Hochalpine Forschungsstation Junfraujoch auf 3400 m; $^{+)}$ weitere Lebensmittel (Wild, Pilze, Importwaren, etc.) nach Bedarf um speziellem Programm; $^{++)}$ bei Bedarf auch tiefere Schichten.

2. Radon

W. Gfeller, P. Imbaumgarten, G. Piller, J. Rodriguez, G.-A. Roserens
Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Radon und Abfälle, 3003 BERN



Messpunkte in der Schweiz

Zusammenfassung

Die Realisierung des Radonkatasters gemäss Vorgaben der eidgenössischen Strahlenschutzverordnung wird im Jahre 2004 grösstenteils abgeschlossen sein. Die heute bekannten 1960 Richtwert- und 590 Grenzwertüberschreitungen befinden sich hauptsächlich in den Alpen- und Juraregionen. Aber auch im Mittelland gibt es vereinzelt hohe Werte.

Nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung ergibt sich für die Schweiz ein gewichtetes arithmetisches Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen von 75 Bq/m^3. Im Berichtsjahr fand die „Journée tri-cantonale BEJUNE" in Delémont für Baufachleute, Lehrer und Behörden ein beachtliches Echo. Solche Kurse für verschiedene Zielgruppen treffen vermehrt auf Interesse. Zum Referenten-Drehbuch, das auf dem Radon-Handbuch aufbaut, kommt jetzt noch ein Arbeitsheft mit Lernzielkontrolle als didaktisches Hilfsmittel hinzu.

Seit 1995 lädt das BAG die kantonalen Radon-Verantwortlichen jährlich zu einem Informationstag ein. An der diesjährigen 8. Veranstaltung referierten Mika Markkanen über „Radon in Finnland" und Frank Leder über „Erfahrungen mit der Förderrichtlinie in Sachsen". Die Vorträge sind unter www.ch-radon.ch abgelegt. Die offene und transparente Information findet ein sehr positives Echo, was sich auf die Zusammenarbeit mit den Kantonen besonders günstig auswirkt.

Aus dem 2001 erarbeiteten Kommunikationskonzept und dem resultierenden Massnahmenkatalog wurde die Broschüre "Radon – Ein Thema beim Liegenschaftshandel" direkt an die Immobilienbranche versandt. Zudem wurde in Baufachzeitschriften eine Medienkampagne mit Inseraten und Publireportagen gestartet.

Verschiedene Sanierungen wurden mit Erfolg konzipiert oder begleitet. Neben den technischen Massnahmen, die im Radon-Handbuch enthalten sind, wird dem Auffinden von Radoneintrittsstellen besondere Beachtung geschenkt, bevor kostspielige bauliche Massnahmen eingeleitet werden.

Stand des Wissens über Radon in Schweiz

- Radon ist für 5 bis 10 Prozent der Lungenkrebserkrankungen verantwortlich.
- Radon macht rund 40% der Strahlenexposition der Bevölkerung aus.
- Radon dringt vorwiegend vom Bauuntergrund her ins Gebäude.
- Baumaterialien und Wasser verursachen keine hohe Radonkonzentration in der Atemluft.
- Schon ein kleiner Unterdruck verursacht einen Fluss radonhaltiger Bodenluft ins Gebäude.
- Die Radonkonzentration nimmt von Stockwerk zu Stockwerk ab.
- Es gibt bauliche Massnahmen zur Reduktion des Radongehaltes im Gebäude.
- Benachbarte Gebäude können sehr unterschiedliche Konzentrationen aufweisen
- Abdichten der Gebäudehülle führt nicht unbedingt zu einem höheren Radonpegel.
- Nur eine Messung führt zur Kenntnis der Radonkonzentration.
- Die Gasdurchlässigkeit des Bauuntergrundes ist entscheidend für das Radonpotenzial.

Ausblick

Die 2. Phase des Radon-Programms (kantonale Sanierungsprogramme) wird ein besonderer Handlungsschwerpunkt sein. Neben der Vermittlung der Kenntnis über mögliche bauliche Massnahmen wird auch das Erarbeiten von Bauvorschriften auf verschiedenen Ebenen an Wichtigkeit zunehmen.

Am 3./4. November 2003 wird im Kultur- und Kongresszentrum Luzern ein Radon-Forum im Rahmen von „European Radon Research and Industry Collaboration Concerted Action (ERRICCA)“ durchgeführt. Das BAG ist seit Jahren Mitglied dieser europäischen Aktion.

2.1 Radon-Messungen

Radonkarte

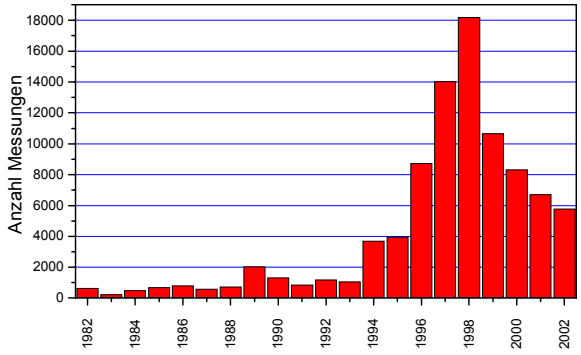


Fig. 1: Anzahl Messungen pro Jahr

Die schweizerische Radon-Datenbank enthält zur Zeit Daten aus rund 47'000 Häusern und mehr als 91'000 Messwerten, wovon rund 53'500 aus Messungen in bewohnten Räumen stammen.

Die Radonkarte der Schweiz ist zum grössten Teil vollständig. Die Anzahl durchgeführter Kampagnen und somit der Messungen nimmt seit 1998 kontinuierlich ab (Fig. 1). Im diesem Jahr wurden wiederum Messungen aus den vergangenen zwei Jahren in die Datenbank aufgenommen.

Verteilungen

Die Messungen im Wohnbereich vermitteln ein recht gutes Bild der Radonexposition. Da die Kriterien für die Wahl der Häuser eher auf hohe Konzentrationen zielen, ist die Verteilung der Messwerte für die Bevölkerung aber nicht repräsentativ. Eine repräsentative Verteilung erhält man nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung (Fig. 2). Das gewichtete arithmetische Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen beträgt 75 Bq/m^3.

Aus der repräsentativen Summenhäufigkeitsverteilung (Fig. 3) lässt sich abschätzen, dass ca. 1 bis 2 Prozent der Bevölkerung in Konzentrationen über 400 Bq/m^3 leben; etwa 0,2 Prozent in Konzentrationen über 1000 Bq/m^3. In einigen tausend Häusern der Schweiz ist der Grenzwert für die Radongaskonzentration überschritten.

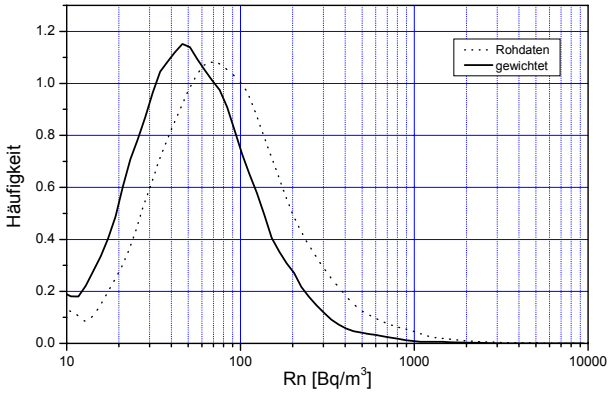


Fig. 2: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

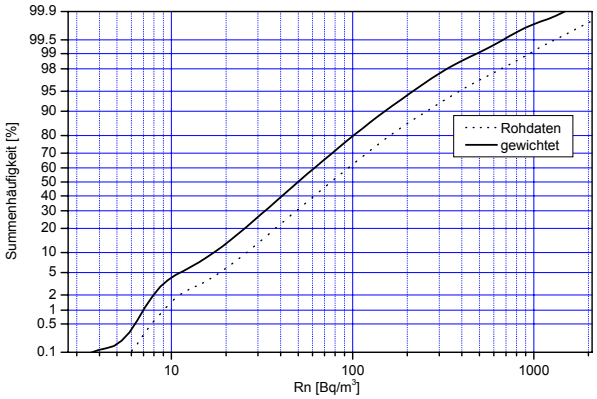


Fig. 3: Summenhäufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

Die gleichen Berechnungen lassen sich für die einzelnen Kantone machen. Die entsprechenden Verteilungen sind in Fig. 4 dargestellt.

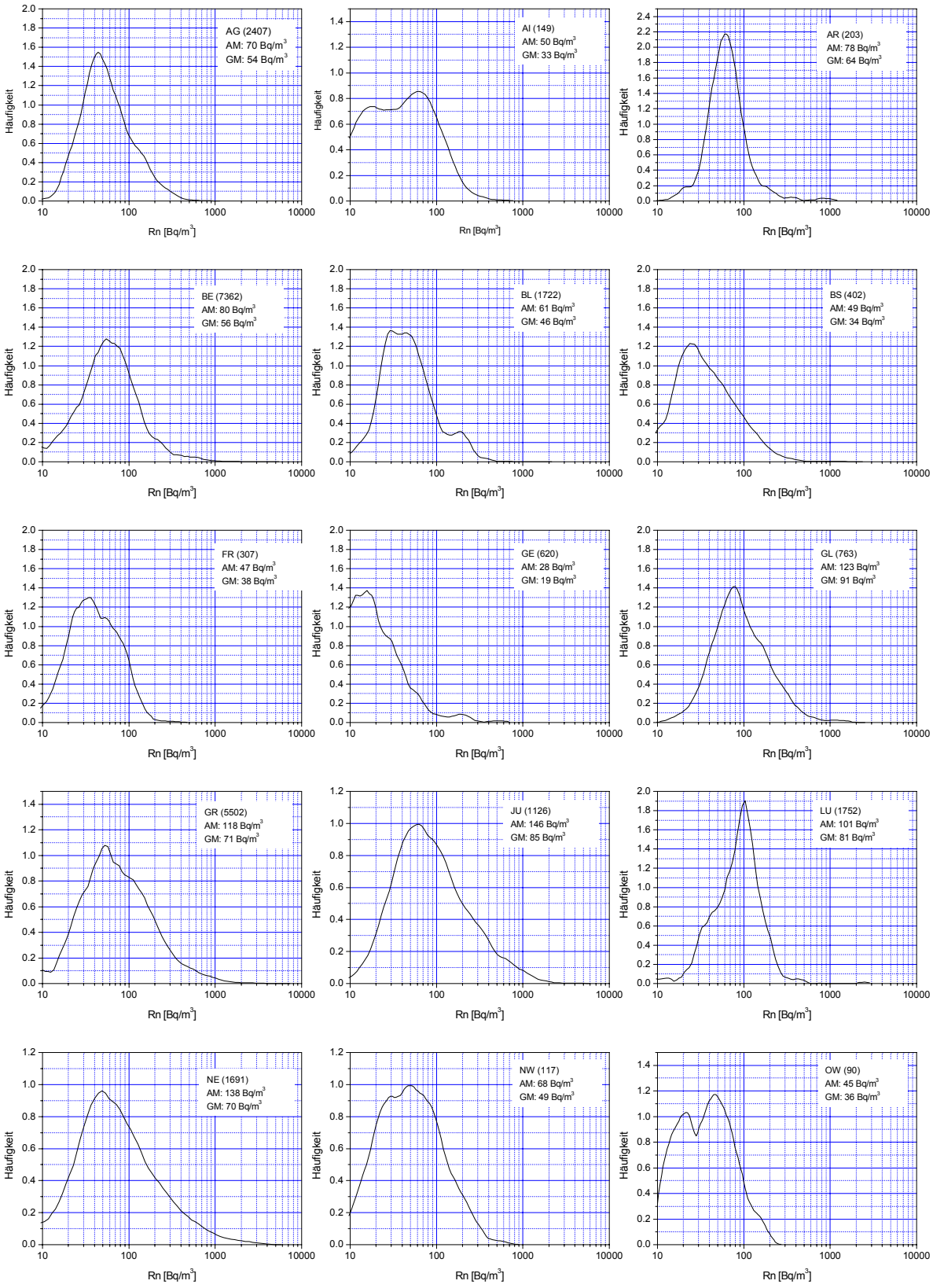


Fig. 4: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton. In den Klammern ist die Anzahl verwendeten Messungen angegeben. AM: Arithmetischer Mittelwert, GM: Geometrischer Mittelwert

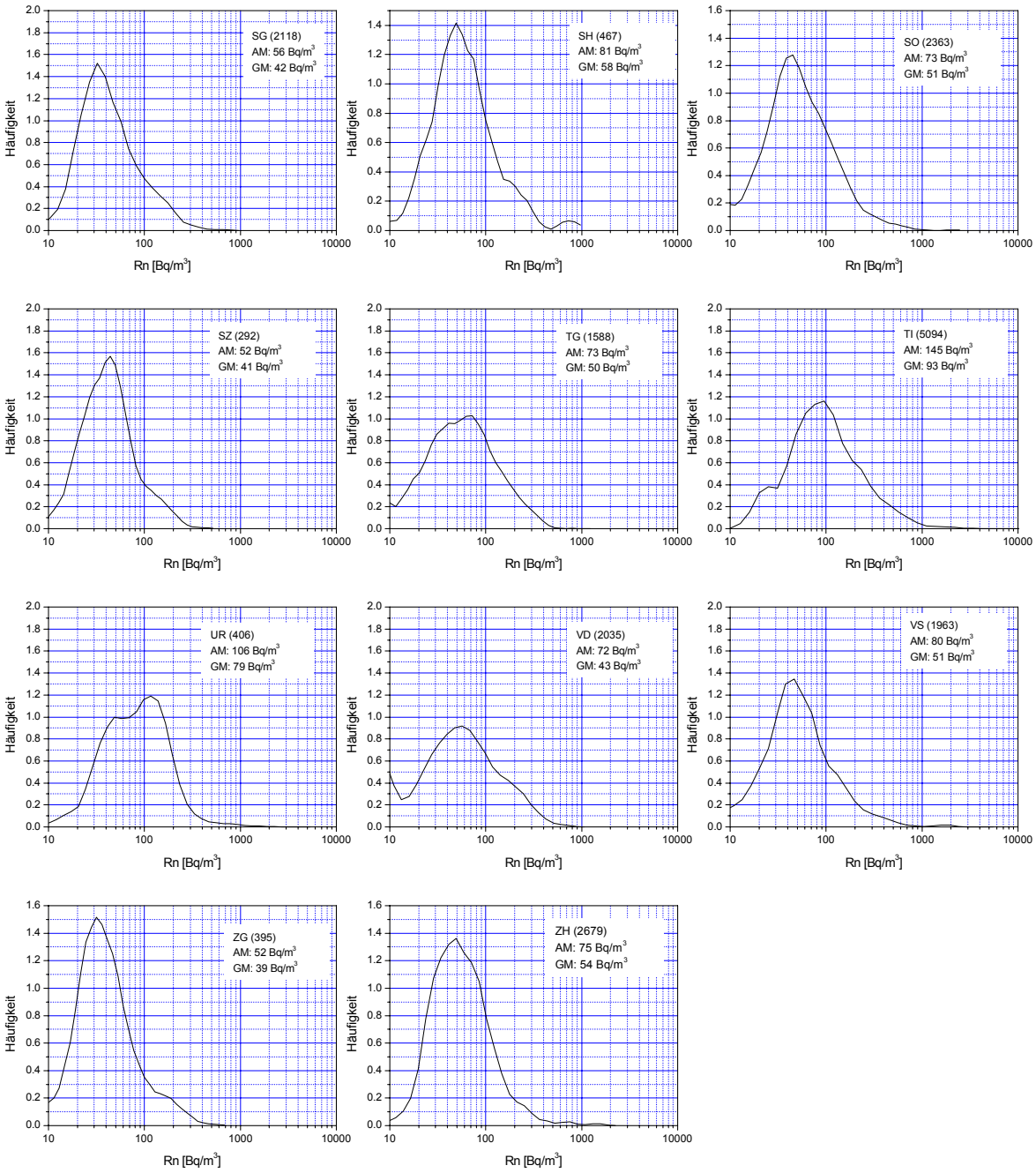


Fig. 4: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton. In den Klammern ist die Anzahl verwendeten Messungen angegeben. AM: Arithmetischer Mittelwert, GM: Geometrischer Mittelwert

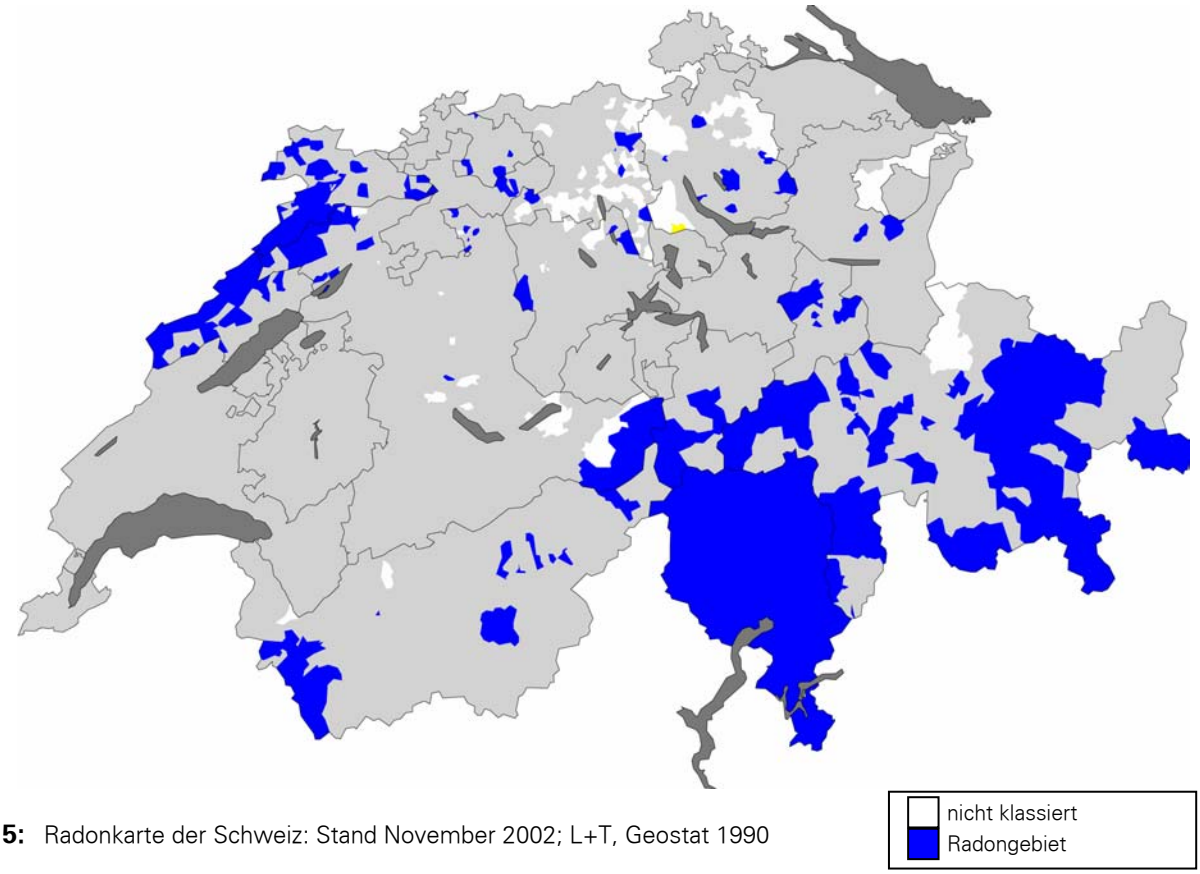


Fig. 5: Radonkarte der Schweiz: Stand November 2002; L+T, Geostat 1990

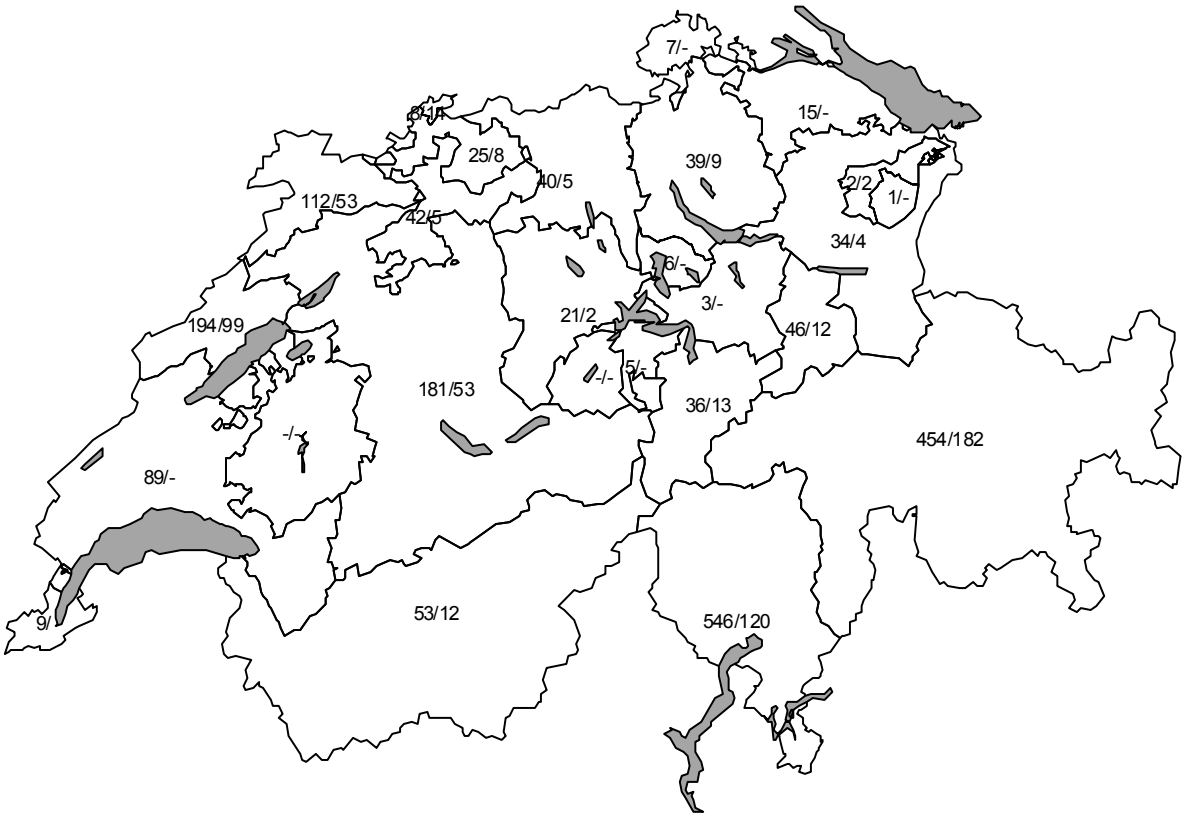


Fig. 6: Anzahl der bekannten Richt- und Grenzwertüberschreitungen nach Kanton

Radonkarte

Von den total 2'865 Gemeinden in der Schweiz sind von den Kantonen 2'680 klassiert worden. Dies entspricht einer Abdeckung von knapp 94%. Die Radonkarte (Fig. 5) zeigt grössere Gebiete mit erhöhter Radongaskonzentration in der Region des Juras, im Kanton Graubünden und Tessin sowie im Gebiet der Grimsel-Gotthard-Oberalp. Es wurden aber auch im Mittelland und Wallis vereinzelt erhöhte Konzentrationen gefunden.

Bis heute sind rund 1960 Richtwert- und 590 Grenzwertüberschreitungen bekannt. In Fig. 6 ist die Anzahl bekannter Richtwert- und Grenzüberschreitungen nach Kanton angegeben.

Geostatistische Kartographie

Mit der oben beschriebenen Radonkarte, die auf Mittelwert oder Grenzwertüberschreitungen von Messungen im Wohnbereich auf Gemeindeebene erstellt wird, lassen sich lokal erhöhte Radonwerte innerhalb einer Gemeinde aber auch grenzüberschreitend nicht darstellen. Mit geostatistischen Methoden kann eine räumliche Abhängigkeit der Messpunkte untersucht und falls vorhanden dargestellt werden. So können z.B. für ein Gebiet Angaben über die Wahrscheinlichkeit gemacht werden einen vorgegebenen Schwellenwert zu überschreiten.

Solche Karten werden in Zusammenarbeit mit der Universität Lausanne und dem Institut Dalle Molle d'Intelligence Artificielle Perceptive in Martigny (VS) erstellt und können bei der Entscheidungsfindung über eine allfällige Prävention bei einem neuen Bauvorhaben oder bei einer Umnutzung behilflich sein.

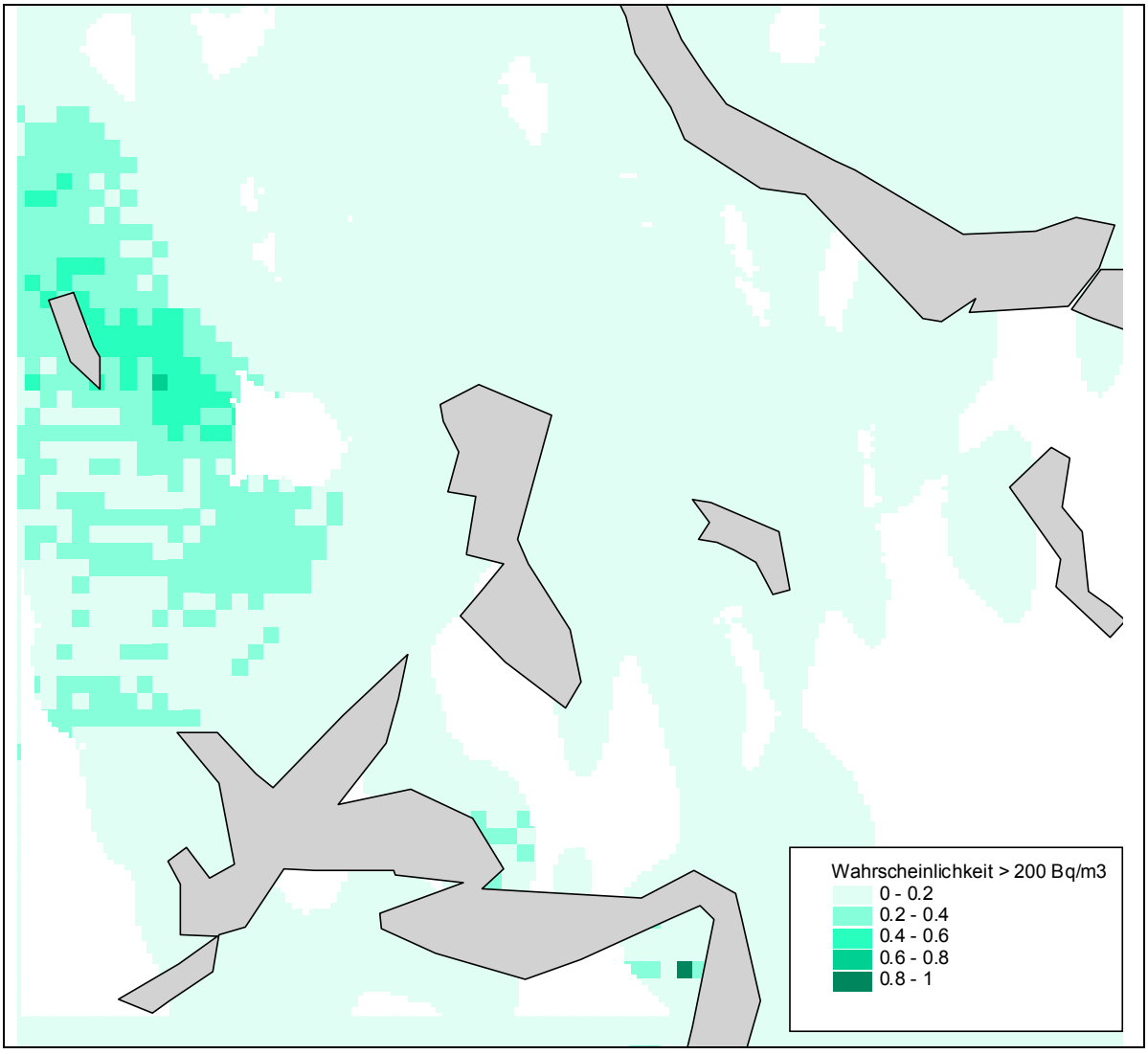


Fig. 7: Darstellung der berechneten Wahrscheinlichkeit 200 Bq/m^3 zu überschreiten (Beispiel: Zentralschweiz)

Langzeitüberwachung einzelner Häuser

Seit 1994 wird in einzelnen Häusern das Radon dauernd gemessen, wobei die Dosimeter viermal jährlich ausgetauscht und analysiert werden. Diese Messungen geben Auskunft über die natürlichen Schwankungen der Radonwerte in Wohn- und Kellerräumen. 9 Häuser in den Kantonen Bern, Graubünden, Neuenburg und Zürich werden regelmässig überprüft; im Winter jeweils deren 18 (Fig. 9).

Der Verlauf der Radonkonzentration in einem Wohn- und einem Kelleraum ist aus Fig. 8 ersichtlich.

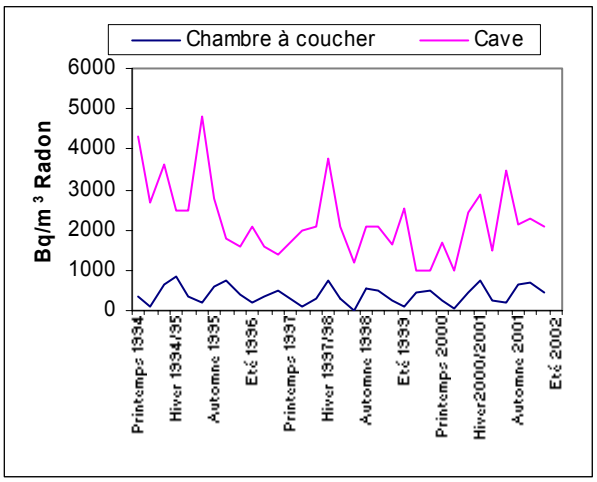


Fig. 8: Änderung der Radongaskonzentration von Jahreszeit zu Jahreszeit

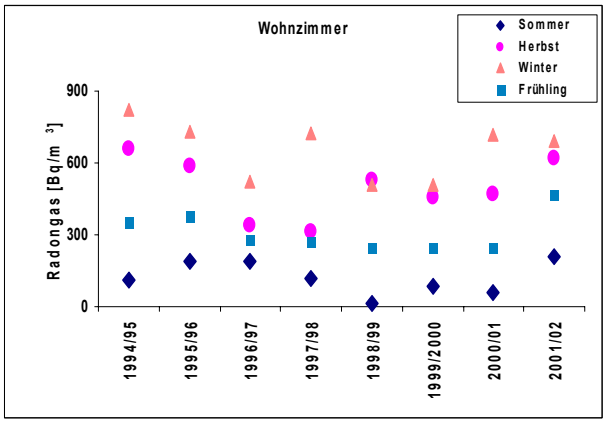


Fig. 9: Die Änderung der Radonpegel von Jahr zu Jahr (im selben Raum und in derselben Jahreszeit)

Vergleichsmessung

Die jährlichen Vergleichsmessungen am Paul Scherrer Institut (PSI) dienen der Qualitätskontrolle für Radon-Dosimeter. Die anerkannten Messstellen müssen sich an dieser Messung mit den von ihnen angebotenen Dosimeter-Typen beteiligen.

Dosimeter und kontinuierliche Messgeräte wurden vom 7. bis zum 18. März einer Radon-Konzentration von rund 2'650 Bq/m^3 ausgesetzt. Die Konzentration der Radon-Folgeprodukte entsprach einem für Wohnräume typischen Wert. Fig. zeigt Mittelwert und Streuung der verschiedenen Dosimeter-Typen. Das BAG verlangt, dass das Resultat innerhalb des 20%-Halbkreises zu liegen kommt.

Erstmals wurden für die Vergleichsmessung durch eine Privatperson bestellte Dosimeter als ‚Blindprobe' mitgemessen. Von diesen Dosimetern wurden nicht alle gleich lang exponiert. Diese Dosimeter haben die Vorgabe eines Wertes innerhalb des 20%-Halbkreises klar verfehlt.

Von den beteiligten Messstellen lag ein Resultat wegen eines extrem hohen Wertes mit einer Streuung von über 60% weit ausserhalb der Zielvorgabe. Die offenen Dosimeter lagen in diesem Jahr knapp ausserhalb.

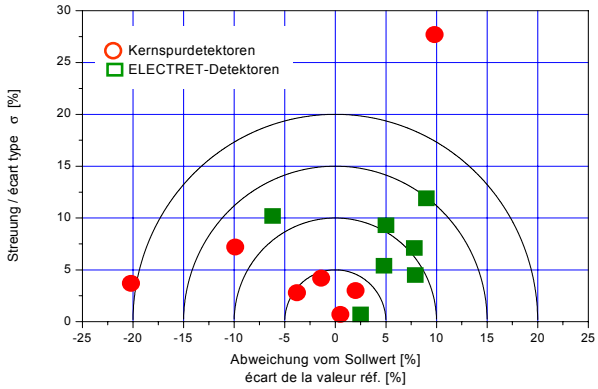


Fig. 10: Resultate der Vergleichsmessung 2002

Die ausführlichen Resultate sind wiederum als PSI-Bericht[1)] erschienen und unter www.ch-radon.ch abrufbar.

1) Gernot Butterweck und Christoph Schuler, Die Vergleichsmessung 2002 für Radongasmessgeräte am PSI, PSI Bericht Nr. 02-19, Juli 2002, ISSN 1019-0643

2.2 Bau

Assainissements

Depuis l'entrée en vigueur de l'ordonnance sur la radioprotection en 1994, toute habitation utilisée de façon permanente, dont la teneur en radon dépasse 1000 Bq/m^3, doit être assainie. En Suisse nous devrions avoir quelques milliers de bâtiments dont la concentration en radon dépasse la valeur limite. Actuellement environ 10% de ces cas sont connus. Dans un but de santé publique évident, il serait important de lancer une campagne nationale de mesure qui permettrait de trouver ces objets et de collaborer avec les propriétaires pour assainir ces bâtiments.

Nos ressources en personnel et moyens financiers sont limitées; nous devons donc utiliser des multiplicateurs tels que les cantons, les médias, les cours pour spécialistes ainsi que les assainissements d'établissements publics. En 2002, une quinzaine de bâtiments scolaires ont été analysés et/ou assainis. Notre effort se porte particulièrement sur ces objets car ils ont un effet sensibilisateur sur les autorités et la population.

Exemple d'un assainissement

Dans le sous-sol d'un bâtiment scolaire, une salle de classe a été réalisée: nouvelles fenêtres (étanches, aménagement intérieur etc.). Après une mesure de routine de la concentration en radon réalisée par le canton, une valeur élevée de 1200 Bq/m^3 a été mesurée. A la demande des autorités cantonales des mesures complémentaires ont été effectuées durant l'hiver 2001-2002. Le contrôle a confirmé la première mesure.

Constatations: cette pièce est en dépression de quelques Pascal. La partie supérieure du bâtiment de deux étages est ancienne et non rénovée.

But: recherche d'une méthode simple et bon marché pour modifier le rapport de pression par rapport au sol et/ou à l'extérieur.

Test réalisé: Diminution de la dépression grâce à une ouverture directe à travers la fenêtre.

Un appareil disponible dans le commerce a été placé dans le vitrage; celui-ci permet à l'air de passer en faible quantité et d'établir un équilibre de pression entre l'intérieur et l'extérieur. Cet air passe au travers d'un système équipé de filtres et d'amortisseurs de bruit, coût de la modification Fr. 500.-.

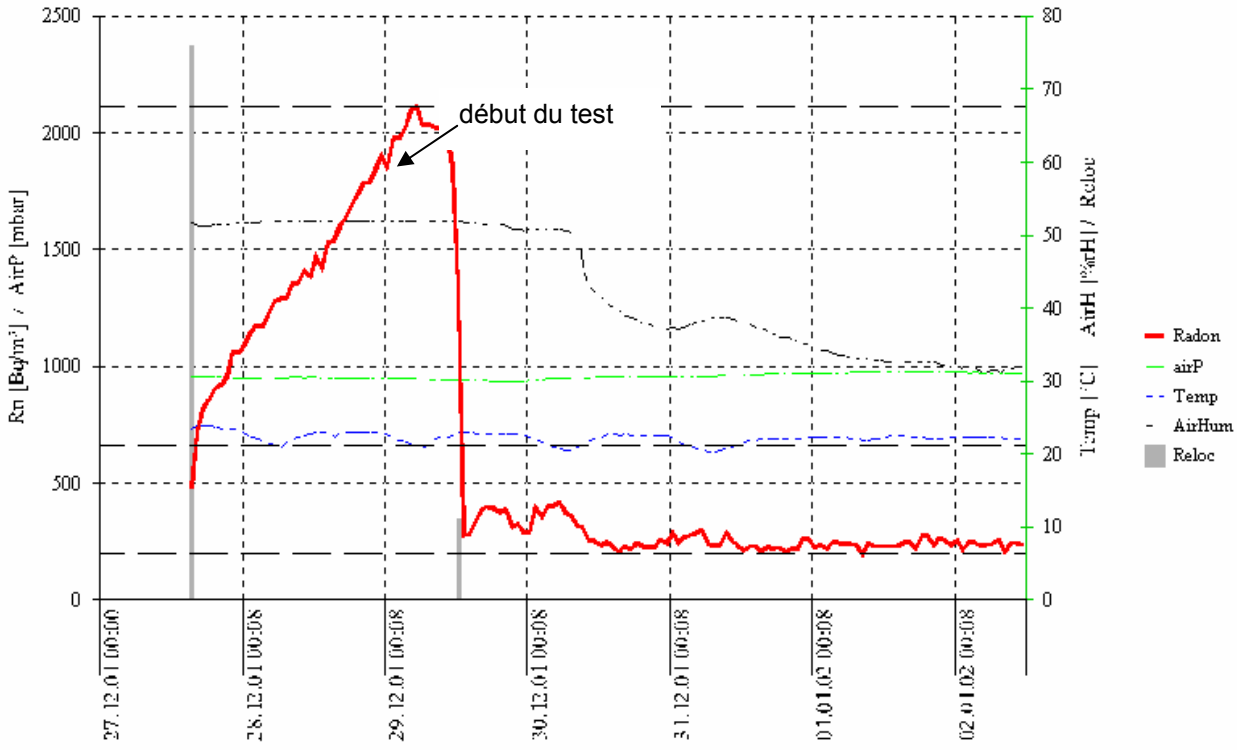


Fig. 11: Diminution de la concentration en radon durant la phase de test

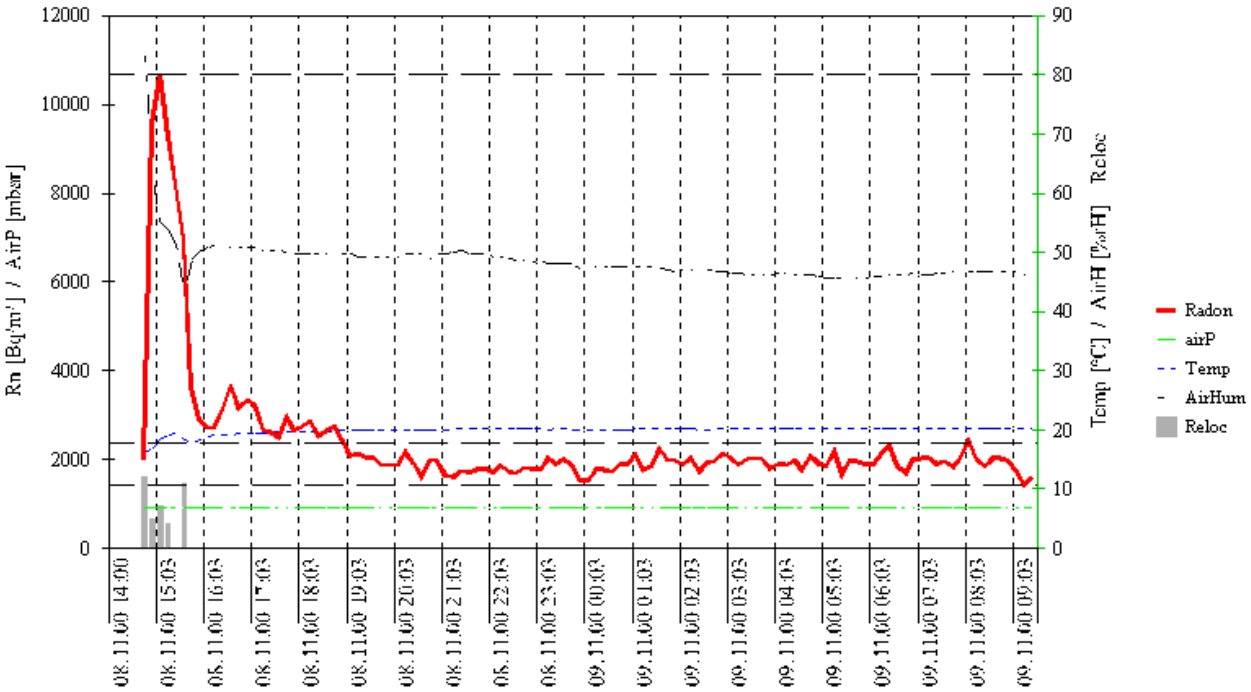


Fig.12: Grafico delle misure durante la prova di tenuta stagna della porta, con risultati soddisfacenti

Risanamento di una casa nuova nell'alto Ticino

I proprietari hanno costruito una villetta sulle pendici della montagna che sale verso Carì. Da misurazioni effettuate già nel 1996, si è appurato che in locali sia al piano cantinato che al piano superiore vi erano degli alti valori di Radon (misure fino a 40'000 Bq/m^3!). Si è proceduto a delle misurazioni più approfondite che hanno evidenziato ancora degli alti valori.

Il locale cantina (adiacente alla costruzione principale) rispecchia appieno le aspettative dei proprietari ticinesi di una casa: muri a secco in granito, pavimento naturale, volta con moloni pure di granito, buona umidità naturale, bella porta d'entrata in legno, accesso diretto all'abitazione dal corridoio.

Fig. 13: Foto cantina

Presupponendo la cantina quale maggiore fonte di entrata, si è proceduto ad una prova con fumogeno che ha confermato, nella cantina, una sorgente di gas radon. D'altro canto, un'altra fonte di diffusione fu scoperta: delle scatole di derivazione elettriche. I tubi d'alimentazione furono resi stagni mediante sigillatura ermetica.

Fig. 14: Foto scatola elettrica

Dopo diverse riflessioni e altre misurazioni, si è optato per la sostituzione della porta d'entratra alla cantina con un serramento stagno del tipo resistente al fuoco (T30) con i 4 lati isolati, senza il buco della serratura e con rivestimento in placche di alluminio.

Fig. 15: Foto porta prima della modifica e foto porta dopo l'intervento

Dopo questo intervento (dal costo limitato a circa Fr. 2'000.–) si è proceduto a delle nuove misure che hanno dato risultati assai soddisfacenti, su valori di 100-500 nei locali abitati e fino a 2'000 Bq/m^3 nel locale riscaldamento. A questo punto a completa soddisfazione dei proprietari, si è deciso di ritenere il caso risolto. Quale misura di controllo, fra 5 anni si procederà ad una ulteriore misurazione.

Bau eines Radonbrunnens neben einem Kindergartengebäude

Im Jahre 1999 wurde ein neuer Kindergarten in einem Bündner Bergdorf eingeweiht. Dieser Neubau wurde in die Radonmesskampagne der Gemeinde einbezogen und es wurde dabei eine erhöhte Radonkonzentration festgestellt. Eine Nachmessung ergab, dass der Grenzwert von 1000 Bq/m^3 in der Raumluft deutlich überschritten wurde. Zusammen mit den Baubehörden der Gemeinde wurden Sanierungsmassnahmen für die Reduktion dieser Radonbelastung gesucht. Während der wärmeren Jahreszeit konnte mit Fensterlüften eine einfache Lösung gefunden werden. Für tiefere Aussentemperaturen wurde eine bauliche Lösung gesucht, die ohne Eingriff in die neue Gebäudehülle realisiert werden sollte: Eine Zuluftanlage mit Heizregister fiel deshalb ausser Betracht.

Zusammen mit einem Geologen wurde daraufhin untersucht, ob eine Absaugung der radonbelasteten Bodenluft unter der Betonplatte des ebenerdigen Kindergartens möglich wäre. Die entsprechenden Bohrungen und Messungen der Bodenluftdurchlässigkeit ergaben ermutigende Resultate.

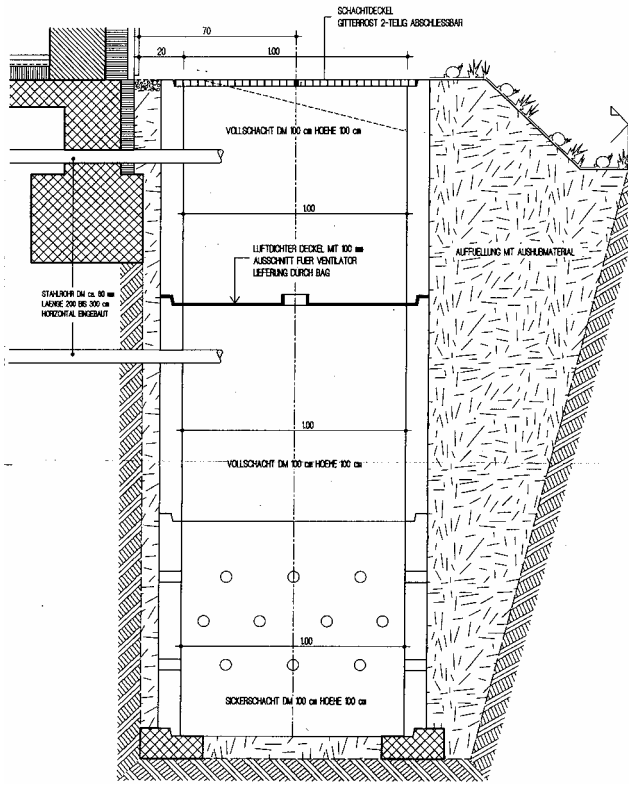


Fig. 16: Querschnitt durch den Radonbrunnen

Nach Verhandlungen mit der Gemeinde und dem Besitzer der landwirtschaftlich genutzten Nachbarparzelle konnte ein Standort für einen „Radonbrunnen" gefunden werden. Dabei handelte es sich um einen 3 m tiefen Schacht aus Betonrohren (Durchmesser: 1 m), der längsseits des Kindergartengebäudes abgeteuft wurde. Die grosse Baugrube wurde maschinell ausgehoben und erlaubte es auch, eine zusätzliche Bohrung unter die Bodenplatte vorzunehmen.

Fig. 17: Baustelle für Radonbrunnen

Mit einem Ventilator, der im abgedichteten Schacht montiert wurde, konnte die radonhaltige Bodenluft unter der Betonplatte abgesaugt werden. Der Radonbrunnen ist nun bereits seit zwei Jahren in Betrieb und die Radonbelastung im Kindergarten konnte massiv gesenkt werden: Von ursprünglich 1200 Bq/m^3 auf unter 200 Bq/m^3 beim Betrieb des Ventilators im Radonbrunnen.

Die Versuche mit verringerter Drehzahl und entsprechend geringerem Elektriziätsbedarf haben gezeigt, dass der Ventilator bei Leistungsbedarf von rund 60 W eine dauerhafte, wirkungsvolle Bodenluft-Absaugung garantieren kann.

Radon-DACH

Du 9 au 12 septembre a eu lieu à Schlema en Allemagne la troisième rencontre entre spécialistes des assainissements des bâtiments des pays suivants: Allemagne, Autriche, Italie et la Suisse. Ces rencontres ont lieu chaque année à l'initiative du service Radon et Déchets de l'OFSP.

A part les sujets liés aux assainissements et les discussions de la mise à jour de notre guide technique, ils y avaient aussi d'autres thèmes importants comme la formation des experts en radon ainsi que l'information du public.

La visite du centre d'information du BfS de Schlema nous a permis de voir que rien n'est définitif et que ce centre qui a rendu d'énormes services à ses débuts est condamné à fermer ses portes cette année encore. Nous avons aussi eu la possibilité de visiter un bâtiment assaini ainsi qu'un complexe commercial construit avec un système garantissant un taux de radon aussi bas que possible.

Après Bozen (I), Umhausen (A) et Schlema (D) la prochaine rencontre est prévue en Suisse, en marge du Forum-Radon du 3/4 novembre 2003.

Ausbildung

Wie geplant wurde in diesem Jahr der zweite Teil des Ausbildungskonzeptes umgesetzt. Dabei entstand als Fortsetzung des Basiskurses der erste Teil des Vertiefungskurses mit 40 weitere Folien mit je einer Referentendrehbuchseite.

Im weiteren ist ein Arbeitsheft mit 20 Seiten entstanden. Dieses enthält Übungen und Lernzielkontrollen. Die Übungen sind mit Lösung, Zielgruppenangabe, Einführung, Zeitaufwand, benötigtem Material usw. dokumentiert.

Im Rahmen eines Kurses für Baufachlehrer und Hochbauzeichner an der Gewerblich Industriellen Berufsschule Thun wurden erstmals Folien des Vertiefungskurses 1 verwendet und erste Erfahrungen beim Einsatz von Übungen aus dem Arbeitsheft gesammelt.

Weiter entstand der im Ausbildungskonzept vorgesehene ‚Radonflyer': das Wichtigste über Radon auf wenigen Seiten.

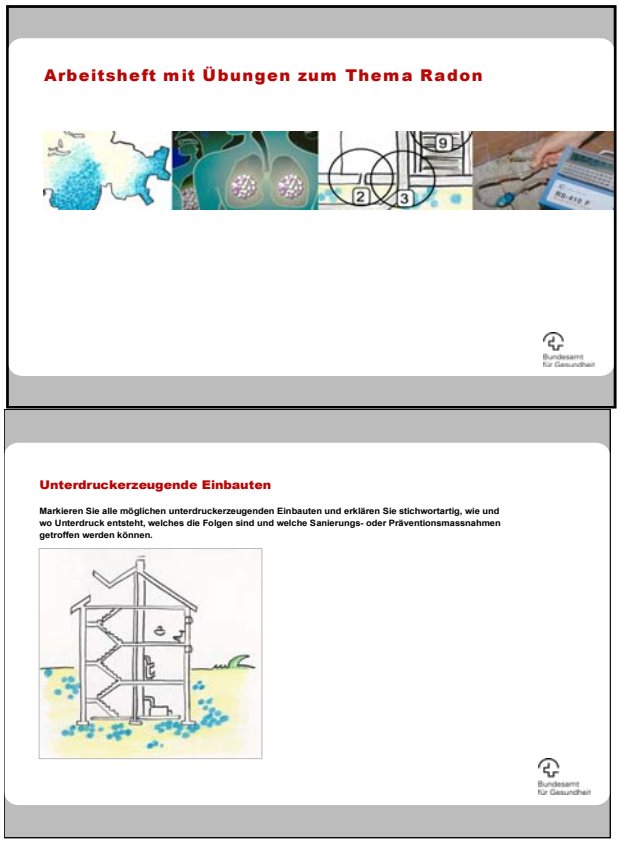


Fig. 18: Aus dem neuen Arbeitsheft für Lehrpersonen

Fig. 19: Der dreisprachige ‚Radonflyer'

Am 28. Oktober fand in Delémont in Zusammenarbeit mit den Kantonen Bern, Jura und Neuenburg eine ‚journée tri-cantonale radon BEJUNE' statt. Herr Claude Hêche (Ministre de la Santé, des Affaires sociales et de la Police de la République et Canton du Jura) konnte zu diesem Anlass über 50 Personen begrüssen. Eingeladen waren Baufachleute, Baufirmen, Immobilienfirmen und Lehrer der Berufs- und Mittelschulen.

2.3 Öffentlichkeitsarbeit

Ausstellungen

Während der Swissbau 2002 konnte mit einem Radonstand Baufachleuten und Bauinteressierten die Thematik nähergebracht werden.

Fig. 20: Radonstand an der Swissbau 2002

Das Thema Radon wurde mit finanzieller Unterstützung des BAG auch im Rahmen der Ausstellung "Construire sainement - Vivre mieux" an 4 verschiedenen Orten in der Romandie gezeigt.

Umsetzung Kommunikationskonzept

Aufgrund des Kommunikationskonzeptes wurden in diesem Jahr folgende Massnahmen umgesetzt bzw. eingeleitet.

Mailing

Mit einem Mailing an die Liegenschaftsverwaltungen und -vermittler wurde im Frühjahr die Broschüre „Radon - ein Thema im Liegenschaftshandel" diesem Zielpublikum bekannt gemacht. Zirka ein Prozent der angeschriebenen haben innerhalb zweier Wochen auf das Mailing geantwortet. Dies entspricht dem normal zu erwartenden Rücklauf. Da jede Handänderung einer Liegenschaft über einen Notar abgewickelt werden muss, wurde auch diese Zielgruppe im Rahmen dieses Versander angegangen.

Reportage und Inseratekampagne in Baufachzeitschriften

In ausgewählten Baufachzeitschriften wurden während 6 Monaten ein Inserat, ein Fachartikel und eine Reportage über eine Sanierung eines Kindergartens im Kanton Graubünden plaziert. Ziel dieser Massnahme war es, bei der Leserschaft die Kenntnis über Radon und Radonschutz zu erhöhen. Erste Auswertungen zeigen einen erhöhten Zugriff auf unsere Webseite www.ch-radon.ch und auch einen zufrieden stellenden Rücklauf der Inseratecoupons. Wichtig erscheint für die Zukunft, Sanierungsbeispiele auch aus den übrigen Sprachregionen zu beschreiben und publik zu machen.

Fig. 21: Bestellcoupon Radonmassnahmen

Vortragsreihe

In einem Rundschreiben an die Volkshochschulen in der Juraregion wurden diese angefragt, ob sie Interesse daran hätten, das Thema Radon in ihr Kursangebot aufzunehmen. Aufgrund des Rücklaufs kann geschlossen werden, dass diese das Thema im Kursprogramm 2003 aufnehmen. Dadurch sollte Radon auch einer breiteren Bevölkerungsgruppe näher gebracht werden können.

2.4 Informationsmaterial

Zu beziehen bei: BBL-EMDZ, 3003 Bern oder unter www.admin.ch/edmz

Radon - Informationen zu einem strahlenden Thema 311.341d
Radon – Informations sur un thème "rayonnant" 311.341f
Radon - Informazioni relative ad un argomento radiante 311.341d
(Edition 1999)

Kurzporträt der Entstehung und Ausbreitung des Radongases. Angaben zu Richt- und Grenzwerten, zur Radonbelastung und deren gesundheitliche Auswirkung.

Photo-CD Radon;
als Mac- und Windows-Version (Edition 1996)

Photos von Sanierungsmassnahmen zur Radonminderung in Gebäuden. Darstellungen zur Analyse und messtechnischen Erfassung von Radon. 311.343

CD ROM Radon
als Mac- und Windows-Version (Edition 1996)

Audiovisuelle, interaktive Darstellung der Radonproblematik. Radon als radioaktives Element und dessen Ausbreitung im Boden und in Gebäuden. Gesundheitsrisiken. Gesetzliche Grundlagen und bauliche Massnahmen. 311.345 d,f oder i

Radon: technische Dokumentation 311.346 d
Radon: Guide technique 311.346 f
Radon: Guida tecnica 311.346 i
Ringordner (Edition 2000)

Für Baufachleute, Gemeinden und Hauseigentümer. Auch als Schulungsunterlage vorgesehen. Mit zahlreichen Anleitungen und Beispielen zum Radonschutz bei Neubauten und Sanierungen

Radon: Ein Thema beim Liegenschaftshandel 311.347 d
Radon: Un sujet important dans le domaine de l'immobilier 311.347 f
Radon: Un tema importante nel commercio immobiliare 311.347 i
Broschüre (Edition 2001)

Für Liegenschaftskäufer oder –verkäufer. Beinhaltet das Wichtigste was mit dem Verkauf und dem Kauf einer Liegenschaft in Bezug auf Radon zu tun hat.

Bei der Fachstelle Radon und Abfälle können auf Anfrage verschiedene Unterlagen für Ausstellungen, Kurse oder Tagungen ausgeliehen werden.

Ausstellungstafeln inkl. Gestell ca. 3mx2.4m
leicht transportierbar

3 Modelle im Massstab 1:1 mit verschiedenen Sanierungs-möglichkeiten auf Rollen
ca. 80cmx80cmx200cm hoch.
Nicht leicht transportierbar

5 Plexiglasmodelle mit Sanierungsmassnahmen
Grosse Version: bis 30cmx20cmx20cm
Kleine Version: bis 15cmx11cmx11cm
Leicht transportierbar in Transporttasche

Phillion Experimentier-Set: Schulexperimente mit Radon, -folgeprodukten und weiteren natürlichen Quellen

9. Industrien und Spitäler

9.1. Emissionen der Betriebe

R. Grunder und F. Danini
Suva, Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik, Postfach 4358, 6002 LUZERN

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

1. Produktionsbetriebe (Total 4 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

Leuchtfarbe (^{3}H, ^{14}C, ^{147}Pm)
Tritiumgaslichtquellen (^{3}H)
Ionisationsrauchmelder (^{241}Am)
Überspannungsableiter (^{3}H, ^{147}Pm)

2. Leuchtfarbenbetriebe (Total 9 Betriebe)

Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder Instrumenten aufgetragen. Die zwei Setzateliers in La Chaux-de-Fonds haben 2002 13.5 TBq Tritiumleuchtfarbe eingekauft bzw. verarbeitet.

3. Forschungsbetriebe (Total 64 Betriebe)

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

4. Medizinisch analytische Laboratorien (Total 40 Betriebe)

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

Im Berichtsjahr 2002 haben alle Betriebe, auch die in der Tabelle 1 aufgeführten Produktionsbetriebe, die Abgabelimiten eingehalten.

Tabelle 1: Einkauf radioaktiver Stoffe 1992 - 2002

	Isotope	2002	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	Einheit
Produktionsbetriebe	^{3}H	6.216	11.4	7.3	8.9	8.1	6.5	20.1	4.4	11.5	6.8	17.0	PBq
	^{14}C	0.04	0.3	0.2	0.1	0.3	0.1	0.4	0.3	0.2	1.5	3.9	TBq
	^{147}Pm	28	19.0	26.1	21.3	25.1		114.9	44.3	27.4	57.9	0.1	TBq
	^{241}Am	3.7	13.0	3.3	15.2	12.0	31.3	17.6	18.2	29.1	53.6	22.0	GBq
Leuchtfarbenbetriebe	^{3}H	37.95	155.0	253.8	361.8	628.0	812.0	903.2	934.0	760.0	800.0	1300.0	TBq
Forschungsbetriebe	^{3}H	15.4	18.1	9.7	4.9	11.7	6.8	14.2	2.8	8.3	1.3	6.1	TBq
	^{14}C	1005	422.7	566.5	438.1	819.9	381.7	288.9	557.1	309.0	576.6	590.0	GBq
	^{32}P	28.5	30.2	45.3	36.3	56.2	76.9	84.3	72.8	93.0	85.2	110.0	GBq
	^{35}S	15.3	23.6	25.2	36.2	42.8	58.3	69.3	63.0	76.4	72.0	62.0	GBq
	^{45}Ca	0	0.3	1.2	1.5	1.5	1.9	0.9	0.6	1.1	1.7	1.8	GBq
	^{51}Cr	7.0	3.4	7.1	18.6	18.7	18.4	19.8	30.0	32.6	40.5	32.0	GBq
	^{125}I	18.7	3.4	22.2	32.9	41.7	53.6	50.5	55.1	44.4	55.0	170.0	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	1.1	1.1	1.4	1.5	1.6	2.2	2.2	2.6	3.4	3.7	4.5	GBq
	^{3}H	1.1	19.7	0.0	3.0	5.3	3.9	4.2	5.2	71.3	17.4	38.0	MBq
	^{57}Co	3.4	3.7	16.1	17.2	20.4	30.4	33.0	63.5	98.1	110.0	140.0	MBq
	^{14}C	882.3	1498.0	2010.0	861.0	1246.0	443.8	104.0					MBq

Bemerkungen zu den Tabellen und Figuren:

Die Tritium-Messungen der Suva in der Umgebung der Firma RC Tritec AG, Teufen/AR und die Abgaben aller drei Tritium-Betriebe sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Messungen in der Umgebung werden von der Suva gemacht.

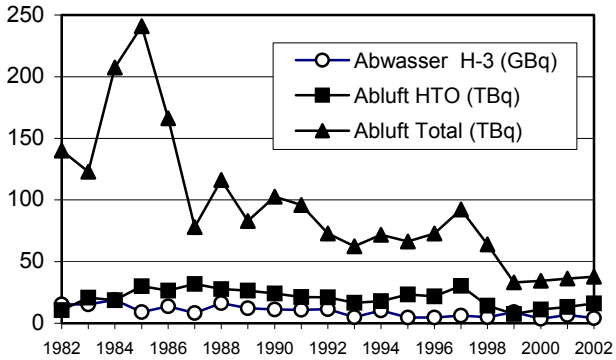


Fig. 1a: mb-microtec ag, Jahreswerte

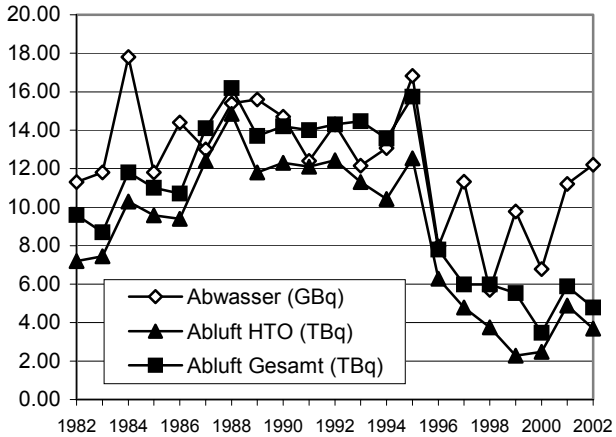


Fig. 1b: RC Tritec AG, Jahreswerte

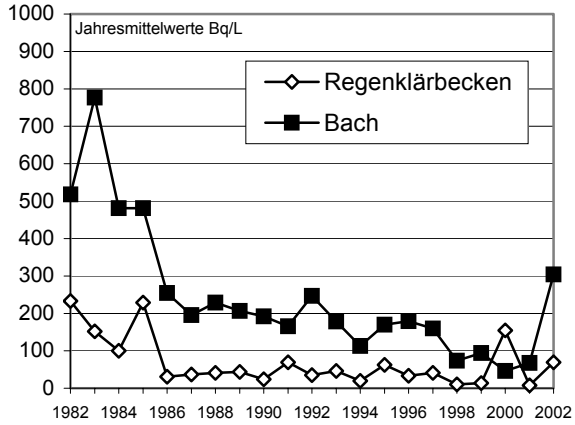


Fig. 1c: RC-Tritec AG, Umgebung

8.5 Immissionsmessungen von Aktiniden in der Umgebung des ZWILAG-Areals (Würenlingen AG)

J. Eikenberg, S. Bajo, J. Hitz, H. Beer, M. Rüthi
Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN

C. Gann
Kantonsspital Brauerstrasse 15, 8401 WINTERTHUR

8.5.1 Zusammenfassung

Vor der Inbetriebnahme des neu erstellten Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) wurden umfangreiche Radionuklidmessungen an Waldbodenproben aus der Umgebung des Areals durchgeführt. Während die Ergebnisse der γ-Spektrometrie und für ^{90}Sr dem BAG-Bericht 2000 entnommen werden können, sind nachfolgend die Ergebnisse der Messungen von anthropogenen Aktiniden (^{238}Pu, $^{239+240}$Pu, ^{241}Pu, ^{241}Am, ^{244}Cm) aufgeführt. Die Isotopenverhältnisse von ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu und ^{241}Am/$^{239+240}$Pu zeigen deutlich, dass die gemessenen Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 40 Jahren zuzuschreiben sind, dass also Aerosol-Fallout von Aktiniden nach der Tschernobyl-Reaktorkatastrophe im Jahr 1986 in der Nordschweiz vernachlässigt werden kann.

8.5.2 Einleitung

In der Nähe des Paul Scherrer Institutes wurde in den letzten Jahren ein Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken zur temporären Lagerung erstellt. Neben der Lagerung nuklearer Komponenten ist es geplant, auch schwach- bis mittelaktive Abfälle in einer Verbrennungsanlage für radioaktive Komponenten aufzukonzentrieren und anschließend zu konditionieren. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Emissionen feststellen zu können, wurden im Rahmen des Projektes *Beweissicherung* umfangreiche Radionuklidmessungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details über Analyse-methoden in [1]). Diese Analysen dienten der Erfassung der derzeitigen Konzentrationen kosmogener (z.B. ^{7}Be), terrestrischer, (^{40}K sowie Radionuklide aus den U-und Th-Zerfallsreihen) und insbesondere anthropogener Radioisotope (^{90}Sr, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu, ^{241}Pu, ^{241}Am, ^{244}Cm) resultierend aus Aerosol-Fallout infolge von Kernwaffentests und dem Tschernobyl-Ereignis. Im folgenden werden die Ergebnisse der Aktinidenmessungen vorgestellt und diskutiert (Ergebnisse der γ-Spektrometrie und ^{90}Sr-Messungen Areal ZWILAG im BAG-Bericht 2000).

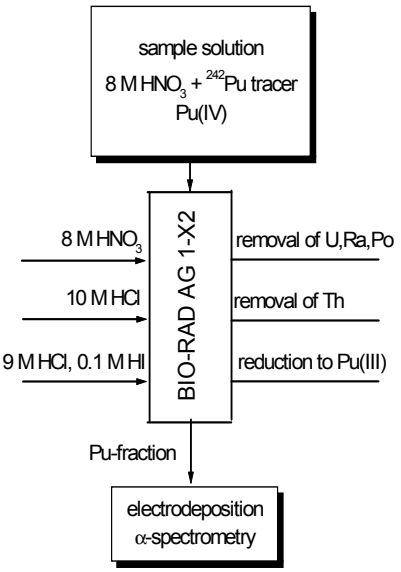


Fig. 1: Schematische Darstellung des radiochemischen Trennverfahrens für Plutonium.

8.5.3 Radiochemische Trennmethoden

Der Boden wird zunächst getrocknet, gesiebt und in ca. 30g schwere Aliquots gesplittet. Vor der Analyse werden ^{243}Am- und ^{242}Pu-Tracer hinzu gegeben. Nach der Trockenveraschung wird die Probe in 8 M HNO_3 unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in die wässerige Phase transferiert werden. Die wässerige 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-Kolonne (Bio-Rad 1-X2, 100-200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und HNO_3-Waschlösungen werden potentiell bei der α-Spektrometrie interferierende, natürliche Radio-

nuklide abgetrennt (z.B. α-Emission von ^{228}Th und ^{238}Pu bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion in einer Mischung aus HCl und HI eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonne gelaufene Fraktion von Am und Cm wird auf einer TRU™-Kolonne (EiChrom SA, Darien, IL, USA) purifiziert und abgetrennt. Zur Retention von U und Th ist der TRU™-Trennsäule eine U/TEVA™-Kolonne vorgeschaltet. Die gereinigten Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft und in einer $NaSO_4$-$NaHSO_4$-Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird [2]. Nach der Elektrodeposition werden die Mess-präparate über 2 Tage mit hochauflösender α-Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

8.5.4 Resultate und Diskussion

Wie Figur 2 zeigt, liegen die typischen Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}$Pu in Bodenproben in der Schweiz - je nach Bodentyp und geographischer Lage - zwischen 0.1 bis einigen Bq/kg (diese Studie und Geering et al. 2000). So ist z.B. der Beitrag von Fallout-Plutonium in den Alpen höher, während das Mittelland und die Nordschweiz weniger betroffen sind [3]. Auch sind die mittleren Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}$Pu in Waldbodenproben gegenüber benachbarten, landwirtschaftlich genutzten Flächen höher. In der Umgebung PSI-ZWILAG-Beznau liegen die $^{239+240}$Pu-Werte (kreisförmige Symbole in Figur 2) in Waldbodenproben typischerweise zwischen 0.2-0.8 Bq/kg und im Mittel bei 0.5 Bq/kg, während die in der Nordschweiz analysierten Bodenproben von Wiesen- und Weidengelände im Mittel $^{239+240}$Pu-Gehalte von nur 0.2 Bq/kg aufweisen (BAG-Jahresberichte ab 1996).

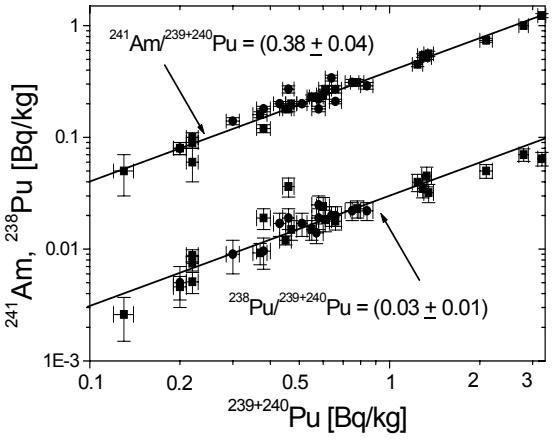


Fig. 2: ^{238}Pu vs. $^{239+240}$Pu und ^{241}Am vs. $^{239+240}$Pu in Schweizer Bodenproben von verschiedenen Erhebungspunkten (kreisförmige Symbole: Daten Umgebung PSI, quadratische Symbole: aus [3]).

Mit Hilfe der hochauflösenden α-Spektrometrie lassen sich ebenfalls geringfügige Spuren des Nuklids ^{238}Pu nachweisen, welches durch das Verglühen des sowjetischen Satelliten SNAP-9A im Jahr 1964 in die Atmosphäre gelangte [4]. Der Beitrag von ^{238}Pu am total gemessenen Pu ist jedoch praktisch unbedeutend und das hier ermittelte ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu-Verhältnis von 0.03 ± 0.01 (berechnet durch Regressionsanalyse der Daten in Figur 2) stimmt gut mit demjenigen aus anderen Orten der nördlichen Hemisphäre überein [5, 6]. Figur 2 zeigt ebenfalls die Beziehung zwischen ^{241}Am und $^{239+240}$Pu an den gleichen Bodenproben. Obwohl es sich hier um zwei unterschiedliche Elemente handelt, ist eine gute Korrelation angezeigt. Die Regressionsanalyse liefert ein Ergebnis von ^{241}Am/$^{239+240}$Pu = 0.38 ± 0.04. Dieses Resultat ist innerhalb der analytischen Genauigkeit identisch mit dem derzeitigen ^{241}Am/$^{239+240}$Pu-Verhältnis von 0.36 berechnet unter Verwendung des ^{241}Pu/^{241}Am Mutter/Tochter-Ungleichgewichtsverhältnis (Figur 3). Die Berechnung des derzeitigen ^{241}Am(t)/$^{239+240}$Pu-Verhältnisses wurde unter folgenden Voraussetzungen durchgeführt:

Vernachlässigt man primäres ^{241}Am im Kernwaffenmaterial (d.h. $A_{241}(t=0) = 0$), so lässt sich der Aktivitätsverlauf von sekundär gebildetem ^{241}Am aus der allgemeinen Lösung für Zerfall/Aufbau eines 2-Isotopensystems berechnen, wobei im speziellen Fall folgendes für die Ungleichgewichtseziehung zwischen ^{241}Pu und ^{241}Am gilt:

$$A_{241Am}(t) = A_{241Pu}(0) \cdot \frac{\lambda_{241Am}}{\lambda_{241Am} - \lambda_{241Pu}} \cdot \left(e^{-\lambda_{241Pu} t} - e^{-\lambda_{241Am} t} \right)$$

$A_{241Am}(t)$ = Aus dem Zerfall von ^{241}Pu eingewachsene Aktivität von ^{241}Am zur Zeit t (Bezugsjahr 2002)

$A_{241Pu}(0)$ = infolge der atmosphärischen Kernwaffentests freigesetztes, initiales ^{241}Pu (Jahr 1962)

λ_{241Am} = Zerfallskonstante von ^{241}Am
λ_{241Pu} = Zerfallskonstante von ^{241}Pu

Aus Figur 3 ist ersichtlich, dass das Aktivitätsverhältnis von ^{241}Am zum heutigen Zeitpunkt (Jahr 2002) zum initialen ^{241}Pu, also ^{241}Am(t)/^{241}Pu(0) bei ca. 0.03 liegt. Verwendet man ferner das Kernwaffen Pu-Isotopenverhältnis von ^{241}Pu(0)/$^{239+240}$Pu(0) von ca 13 [7] so ergibt sich für ^{241}Am(t)/$^{239+240}$Pu(0) (Maximum der Oberflächen-Kernwaffentests vor ca. 40 Jahren, d.h. Zerfall von $^{239+240}$Pu in diesem Zeitraum vernachlässigbar) ein Resultat von 0.36, was innerhalb der Messunsicherheit mit der Steigung der Regressionsgeraden in Figur 2 übereinstimmt. Dieses Resultat zeigt deutlich, dass das hier gemessene ^{241}Am ($T_{1/2}$ = 432 Jahre) sich gut aus der Produktion über das kurzlebige ^{241}Pu ($T_{1/2}$ = 14.4 Jahre) aus Kernwaffen-Fallout erklären lässt.

Eine weitere Information liefert das derzeitige $^{238}Pu/^{239+240}Pu$-Verhältnis. An Standorten, bei denen ein messbarer Hot-Particle-Fallout von Tschernobyl vernachlässigt werden kann (z.B. Nordamerika) misst man ein konstantes $^{238}Pu/^{239+240}Pu$-Verhältnis von ca. 0.03 [5, 6]. Dieses Verhältnis (s. Regressionsgerade in Figur 2) wurde auch in dieser Arbeit und bei weiteren Landes-Messstellen ermittelt [3], während bei der Tschernobyl-Reaktorexplosion wesentlich mehr ^{238}Pu freigesetzt wurde ($^{238}Pu/^{239+240}Pu$ Tschernobylkomponente ca. 0.45 [8]).

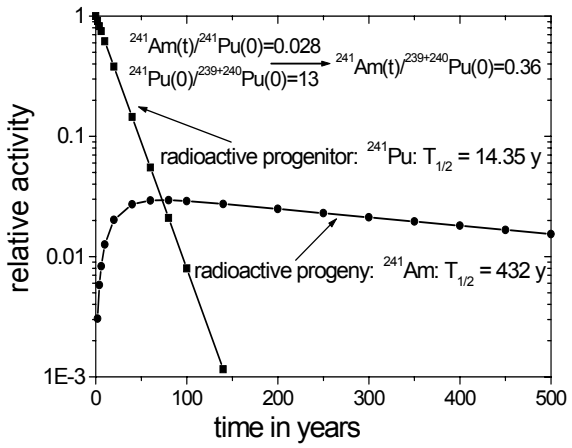


Fig. 3: Entwicklung des $^{241}Pu/^{241}Am$-Disequilibriums mit der Zeit

Trägt man graphisch die $^{238}Pu/^{239+240}Pu$- und $^{241}Am/^{239+240}Pu$-Verhältnisse gegeneinander auf, so ergeben Mischungen aus zwei End-Komponenten (durch diese Art der Normierung) Punkte auf einer Geraden, welche beide Endpunkte verbindet. Der deutliche Unterschied der $^{238}Pu/^{239+240}Pu$- und $^{241}Am/^{239+240}Pu$-Isotopenverhältnisse zwischen den Komponenten Tschernobyl und A-Waffentests ist in Figur 4 dargestellt. Dieser Unterschied ist sehr signifikant, was bedeutet, dass sich die Anteile dieser Komponenten in einer Mischung präzise berechnen liessen. Wie Figur 4 jedoch deutlich illustriert, sind die hier gemessenen Pu- und Pu/Am-Isotopenverhältnisse aber innerhalb der Messunsicherheit identisch mit denjenigen aus den Kernwaffentests: der Beitrag von Aktiniden aus Tschernobyl-Falloutpartikeln im Untersuchungsgebiet ist also vernachlässigbar.

Neben den oben diskutierten Isotopenverhältnissen ist in Tabelle 1 auch das gemessene und das anhand von Literaturdaten [7] berechnete $^{241}Pu/^{239+240}Pu$ Isotopenverhältnis aus den Kernwaffentests für das Jahr 2002 aufgelistet. Das in dieser Arbeit bestimmte Verhältnis von 1.8 $\pm$ 0.5 ist ein Mittelwert aus vier ^{241}Pu-Einzelmessungen mittels α/β-LSC (Details über Messmethode in [1]). Obwohl die Messunsicherheiten der β-Messungen von ^{241}Pu wesentlich größer sind als diejenigen der α-spektrometrischen Messungen der anderen Pu-Isotope, stimmt im Mittel das gemessene Resultat mit dem anhand von Literaturdaten berechnetem Ergebnis überein.

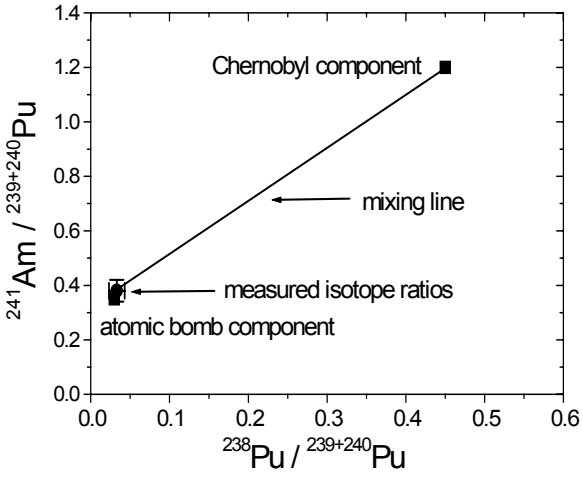


Fig. 4: Darstellung einer 2-Komponentenmischung im Normierungsdiagram $^{241}Am/^{239+240}Pu$ vs. $^{238}Pu/^{239+240}Pu$.

Tabelle 1: Anthropogenes Pu und Am in mitteleuropäischen Bodenproben: mittlere gemessene und berechnete $^{241}Pu/^{239+240}Pu$-, $^{241}Am/^{239+240}Pu$- und $^{238}Pu/^{239+240}Pu$-Isotopen-verhältnisse.

Isotopen-verhältnis	$^{241}Pu/^{239+240}Pu$	$^{241}Am/^{239+240}Pu$	$^{238}Pu/^{239+240}Pu$
Messwerte	1.8 $\pm$ 0.5 (1)	0.38 $\pm$ 0.04 (1)	0.03 $\pm$ 0.01 (1)
A-Waffen-Kompo-ente	1.9 (2)	0.36 (2)	0.03 (3)

(1) Messunsicherheiten: 2 σ.
(2) berechnet aus dem initialen $^{241}Pu/^{239+240}Pu$-Verhältnis von 13 (UNSCAER, 2000) für das Jahr 2002.
(3) Literaturdaten für Gebiete, welche nicht durch Aktiniden-Fallout infolge des Tschernobylunfalls kontaminiert wurden (Hoelge et al., 1995).

8.5.5 Schlussfolgerungen

Die α-spektrometrischen Messungen von Aktiniden in Bodenproben Umgebung ZWILAG ergaben Aktivitätskonzentrationen für $^{239+240}$Pu von 0.2 bis 0.8 Bq/kg sowie ^{241}Am/$^{239+240}$Pu- und ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu-Isotopenverhältnisse von 0.38 $\pm$ 0.04 bzw 0.03 $\pm$ 0.01 und eine Nachweisgrenze von 0.01 Bq/kg für ^{244}Cm. Für zukünftige Immissionsmessungen von Aktiniden zum Nachweis einer potentiellen Emission aus dem Zwischenlager sollte als empfindlichster Parameter das ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu-Isotopenverhältnis verwendet werden, weil (a) die Boden-Kontamination durch ^{238}Pu im Untersuchungsgebiet (im Vergleich zu den anderen Pu-Isotopen) am geringsten ist und (b) weil es sich bei ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu um Isotope des gleichen Elementes handelt (d.h. für das Verhältnis reichen relative, unkalibrierte Messergebnisse aus). Angenommen, eine zusätzliche Emission von Radionukliden mit vergleichbaren Aktivitäten von ^{238}Pu und $^{239+240}$Pu (vergleichbare Zusammensetzung durchaus typisch für abgebrannten Kernbrennstoff, s. Fig. 4) sorgt für eine Kontamination des Bodens, so reicht eine Erhöhung der ^{238}Pu-Aktivitätskonzentration von weniger als 0.01 Bq/kg aus, um diese zusätzliche Kontamination durch Plutonium eindeutig nachzuweisen

Als ebenfalls ein sehr geeignetes Isotop für eine Immissionsprüfung auf eine Bodenkontamination von Aktiniden kann das relativ langlebige ^{244}Cm ($T_{1/2}$ = 18.1 Jahre) verwendet werden. Dieses Isotop bildet sich über mehrere Neutronenaktivierungsstufen in Brennelementen, die längere Zeit in einem Kernreaktor im Betrieb waren. In solchen Materialien sind die Aktivitätskonzentrationen von ^{244}Cm durchaus mit denjenigen von ^{238}Pu, ^{239}Pu und ^{240}Pu vergleichbar (z.B. im Tschernobyl-Reaktor zum Zeitpunkt der Explosion: ^{244}Cm/^{239}Pu $\approx$ 0.2 [8]). Im Untersuchungsgebiet konnte jedoch im Gegensatz zu anderen typischen Aktiniden in Kernbrennstoffen oder Atomwaffenmaterial kein Isotop von Curium nachgewiesen werden (^{244}Cm < 0.01 Bq/kg bei einer Messzeit von 24 h). Dies hat zwei Gründe:

- Aktinidenfallout aus dem Tschernobyl-Ereignis ist, wie weiter oben diskutiert, in Mitteleuropa vernachlässigbar (bei diesem Ereignis waren die Aktiniden vorwiegend an schwerere Hot-Partikel gebunden, die wesentlich schneller deponierten als extrem feinkörnige Partikel mit ^{137}Cs, die sich an atmosphärische Aerosole anlagerten).

- Ein grosser Teil des bei den Kernwaffentests nicht gespaltenen Pu-Oxides verdampfte bei der Explosion, lagerte sich an feinkörnige Aerosole in der Atmosphäre und Stratosphäre an und wurde somit über die ganze nördliche Hemisphäre verteilt. Eine Kernwaffendetonation läuft jedoch so blitzartig ab, dass Neutronenaktivierungs-Reaktionen von Z = 239 über 5 Zwischenprodukte bis Z = 244 nicht mehr ablaufen können, d.h. schwere Aktiniden wie ^{244}Cm wurden während der A-Waffen-Detonationen praktisch nicht gebildet.

Daraus kann gefolgert werden, dass die Verwendung von ^{244}Cm neben ^{238}Pu bei den Immissionsmessungen zur Erkennung einer lokalen Umweltkontamination durch Aktiniden sehr empfindlich ist.

8.5.6 Literaturliste

[1] Eikenberg, J., Bajo, S., Hitz, J., Beer, H., Gann, C., Wyer, L und Ziegler, J. (2002) Spezialnuklid-Analysen für die Beweissiche-rung ZWILAG AG 1997-2001: Abschluss-bericht der Immissionsmessungen. *PSI-Bericht Nr.* **02-15**.

[2] Bajo, S. und Eikenberg, J. (1999) Electrodeposition of actinides for α-spectrometry, J. Radioanal. Nucl. Chem. **242**, 745-751.

[3] Geering, JJ., Froidvaux, P., Schmittler, T., Buchiller, R und Valley, JF. (2002), Mesures de plutonium et d´americium dans l´environment. In: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz. BAG-Jahresbericht 1999, Bundesamt für Gesundheit (2000), **B7.2.1-7.2.8**.

[4] Hardy, E.P., Krey, P.W. und Volchok, H.L. (1973) Global inventory and distribution of fallout Pu. Nature, **241**, 444-445.

[5] Hoelge, Z. und Filgras, R. (1995) Inventory of ^{238}Pu and $^{239+240}$Pu in the soil of Czecheslovakia in 1990. J. Environm. Radioact. **27,** 181-189.

[6] Hodge, V., Smith C. und Whiting J., (1996) Radiocesium and plutonium: still together in background soils after more than thirty years. Chemosphere **32,** 2067-2075.

[7] 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] Buzulukov, Yu. P. und Dobrynin, Yu. L. (1993) Release of radionuclides during the Chernobyl accident (in: The Chernobyl Papers, S. Merwin, M. Balonov, Eds.) Research Enterprises Inc., Richland, Washington Doc. Nr. **99353**.

8.4. Rejets et environnement du CERN

C. Murith
Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection
3003 BERNE

P. Vojtyla et D. Wittekind
CERN TIS, 1211 GENEVE 23

S. Estier, H. Völkle, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck
Section de surveillance de la radioactivité, SUER, Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

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 Division TIS du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux Etats Hôtes, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse. Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2002 prouve que le fonctionnement des installations du CERN était sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population. Le contrôle des émissions montre que les rejets effectifs se situent également en 2002 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. Le CERN a bien respecté en 2002 comme dans les années précédentes la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1]. L'impact réel représente en fait moins de 10% de cette valeur, comme l'indique l'estimation pour le groupe critique, qui est de l'ordre de 0.03 mSv/an.

8.4.1. Objets de la surveillance

Les contrôles réalisés en 2002 par le CERN et de manière indépendante par les autorités de surveillance sont :

- Les 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 (émission).
- Les 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 (immission).

L'OFSP coordonne ses propres mesures, celles de l'Institut de Radiophysique Appliquée (IRA) ainsi que celles de l'Institut F.-A. Forel de l'Université de Genève (rivière du Nant d'Avril).

8.4.2. Contrôle des émissions du CERN

Les rejets de la 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 conservateurs. 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 rejets sur le Site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. 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 $T_{½} < 1$ jour (^{11}C, ^{13}N, ^{14}O, ^{15}O, ^{41}Ar). Les rejets de la 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.

8.4.3. Contrôle des immissions du CERN

8.4.3.1. Mesures effectuées par le CERN

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 stations de moniteurs de site (PMSxx) sont installées sur les sites du CERN et dans l'environnement. Ils se composent d'une chambre à ionisation pour détecter des photons et des particules chargées (muons) et d'un rem-compteur pour mesurer les neutrons diffusés.

Pour prouver que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisinage, la Division TIS du CERN procède à des mesures de radioactivité sur des échantillons de toutes sortes pris à l'extérieur des sites de l'Organisation. Les aérosols dans l'air ambiante 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). Les eaux de rivières, les sédiments et les bryophytes dans l'eau des rivières (R-xx) ainsi que les 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 2002 par l'OFSP (voir Section 8.4.3.2).

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant le fonctionnement de ceux-ci au niveau de certaines stations de mesure, situées le long de la clôture du Site de Meyrin. Les mesures des moniteurs PMS118, PMS119, PMS120, et PMS121 sont influencées par la proximité de la zone expérimentale Ouest. Pour les moniteurs PMS122 et PMS123, l'influence de l'accélérateur PS est visible. Le moniteur PMS163 est positionné le long de la clôture du nord du site à côté de la douane franco-suisse. Il mesure les doses à cause de l'opération de l'ISOLDE. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 13% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1.5 mSv/an [2].

Tableau 1: Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'air par la ventilation en 2002.

Origine du rejet	**Station**	**Air rejeté**	**^{11}C, ^{13}N, ^{14}N, ^{15}O, ^{41}Ar**	**^{7}Be aérosol**	**Bêta aérosol**	**Tritium**
		10^6 m^3	TBq	MBq	*MBq*	GBq
Anneau principal PS	PMV174	263	1.01	45	1.7	2.1
TT10 injection PS-SPS	PMV11	238	5.3	279	2.7	9.1
TT60 extr. SPS-Ouest	PMV172	50	0.17	2.3	0.075	47
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	94	0.40	0.52	0.007	68
ISOLDE	PMV170	95	4.3	121	1.16	12
Evaporateur V0	V0	–	–	–	–	1.47
Site de Meyrin		**741**	**11.2**	**448**	**5.7**	**140**

Tableau 2: Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 2002**.**

Origine du rejet	**Station**	**Quantité d'eau**	**Tritium**	**Bêta/gamma (^{22}Na)**	**Rejeté dans :**
		10^6 m^3	GBq	MBq	
Refroidissement du SPS	PMW62	0.2	0.16	8.1	Nant d'Avril
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	3.7	9.4	64	Nant d'Avril
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.47	0.088	1.1	Nant d'Avril
AD infiltration	PMW104	0.018	0.041	2.4	STEP Peney*)
Total vers la Suisse		**4.4**	**9.7**	**76**	

*) Station d'épuration d'eau à Peney/GE.

Le seul radioélément de demi-vie longue identifié dans l'air dans le cadre du programme de surveillance de routine, qui peut provenir du CERN, est le ^{7}Be. Ce radioélément d'une très faible toxicité radiologique est produit dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement. Donc il peut servir comme un indicateur des rejets atmosphériques. Le ^{7}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}Be dans l'air au voisinage du CERN et aux trois endroits éloignés (PSA951 à Cessy en France, LHC PA7 à Collex-Bossy/GE, et Güttingen/TG) sont présentées dans la figure 3. Les endroits éloignés sont loin de toutes sources artificielles de ^{7}Be et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel.

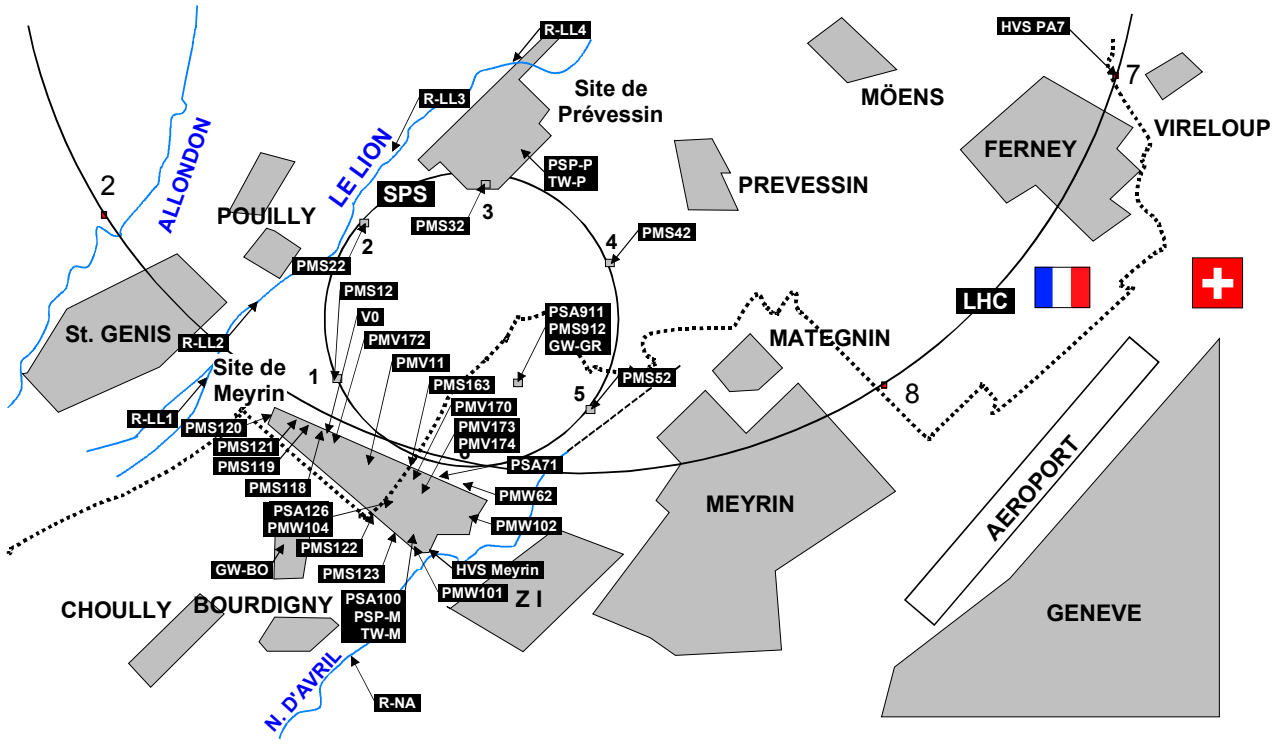


Fig: 1: Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) et du futur Grand collisionneur à hadrons (LHC) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des stations de monitoring et des endroits d'échantillonnage.

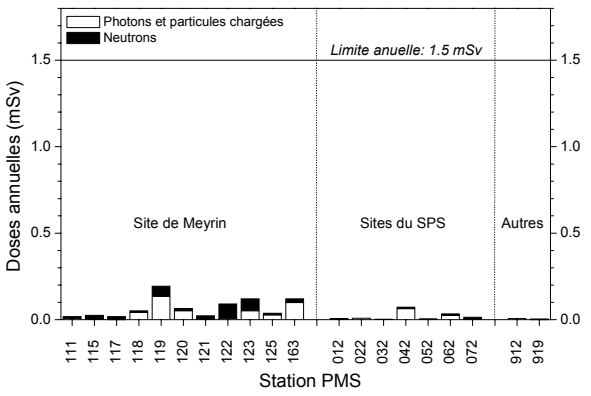


Fig. 2: Doses nettes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2002.

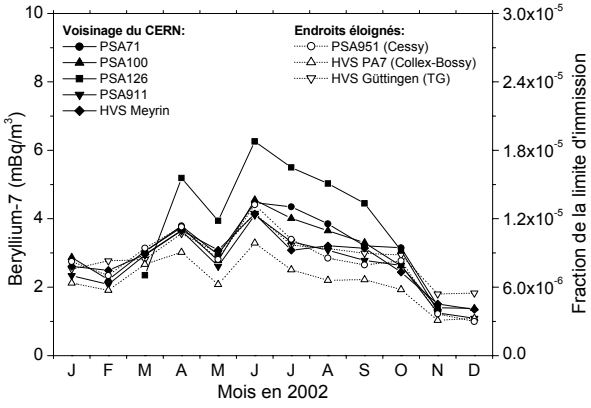


Fig. 3: Activité du ^{7}Be dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2002. Station de mesure PSA71: Site du SPS BA-7. PSA100: Site CERN de Meyrin. PSA126: Proche du complexe PS. PSA911: Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Güttingen/TG: Echantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Güttingen/TG. PSA951: Cessy, France. HVS PA7: Echantillonneur CERN à haut débit à Collex-Bossy/GE.

La concentration naturelle du ^{7}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 majorité du ^{7}Be naturel est produite, et la troposphère) et spatiales (remise en suspension par le vent ou par le trafic routier de l'aérosol déjà déposé au niveau du sol). Ces variations sont bien observables dans la figure 3.

Il est impossible de distinguer l'effet des rejets du CERN des variations naturelles sauf pour la station PSA126 qui se trouve près du complexe de l'accélérateur PS au milieu du Site de Meyrin. Néanmoins, la contribution éventuelle du CERN aux valeurs mesurées à PSA126 ne dépasse pas 2 mBq/m^{3}, soit environ 0.0006% de la limite d'immission suisse [3].

A part la radioactivité exclusivement naturelle, le seul radioélément montrant une activité notable dans les échantillons de sédiment et de la mousse de la rivière Nant d'Avril est le ^{7}Be. Une contribution du CERN aux flux de ^{7}Be dans les rivières doit être faible et bien inférieure aux apports naturels [4]. Aucun autre radioélément provenant du CERN n'a été identifié dans le cadre du programme réglementaire de routine du CERN. Pourtant, des mesures très sensibles de l'Institut F.-A. Forel ont décelé des traces des radioéléments provenant du CERN dans la rivière, mais en concentrations négligeables, celles-ci ne dépassant pas 0.72% des limites réglementaires [3] (^{60}Co dans les sédiments).

Pour les autres échantillons environnementaux et les produits agricoles analysés dans le programme de routine du CERN, les concentrations du ^{7}Be sont restées au-dessous des valeurs naturelles normales et aucun autre radioélément n'a été identifié.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe critique qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 3.6% 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 0.029 mSv, dont 86% sont dus aux rayonnements ionisants directs surveillés en ligne, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

8.4.3.2. Mesures effectuées par l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN de manière indépendante par les mesures suivantes :

- Exposition ambiante (11 dosimètres à thermoluminescence évalués par l'IRA) et parcours de mesures instantanées en 10 sites limitrophes du CERN et 10 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 tritium) et du Nant d'Avril (mesures spectrométriques de l'eau, des matières en suspension et des sédiments de l'Institut Forel).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que végétaux et certains produits locaux (comme le ^{3}H dans le vin).

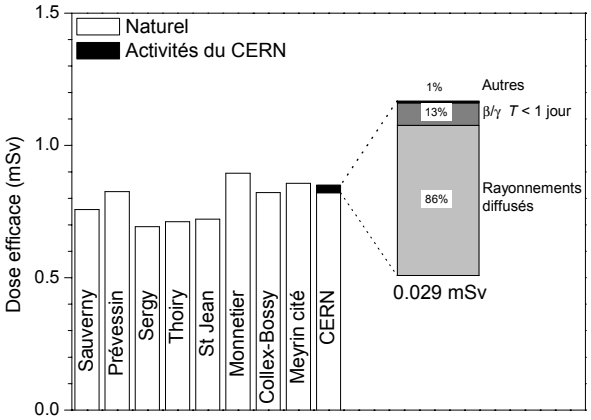


Fig. 4: Contribution à la dose annuelle, due aux activités du CERN, sur le Site de Meyrin comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité. La contribution du CERN de 0.029 mSv doit être comparée à la limite réglementaire pour la dose efficace annuelle à la population de 0.3 mSv [2].

Mesures de l'exposition ambiante

Le contrôle de l'exposition ambiante basé sur les dosimètres TLD en 11 emplacements au voisinage du CERN n'a pas signalé de valeurs indicatives d'un impact notable des installations du CERN. Comme en 2001, les valeurs 2002 comprises entre 0.71 et 1.01 mSv sont dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations (moyenne des 11 sites: 0.84 ± 0.10 mSv). Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (figure 5) le 13.9.2002 ont confirmé ce constat.

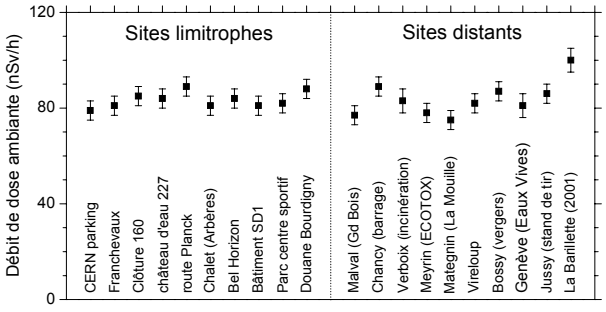


Fig. 5: Mesures du débit de dose ambiante à l'aide d'une chambre d'ionisation RSS placée 1 m au-dessus du sol.

Les valeurs du débit d'exposition ambiante se sont échelonnées de 75 à 90 nSv/h ; en moyenne, on obtient pour les sites limitrophes 83 ± 4 nSv/h et pour les sites distants 82 ± 5 nSv/h. La valeur plus élevée mesurée à La Barillette s'explique par la contribution d'origine cosmique plus importante dans ce site d'altitude.

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance de l'air réalisée par l'OFSP en continu à la station du réseau d'alarme RADAIR n'a pas signalé d'anomalies en 2002. Les résultats des mesures hebdomadaires de bas niveau (fig. 6) basées sur le collecteur à haut débit sont conformes à ceux enregistrés dans les stations hors d'influence du CERN, où l'on constate la prédominance des radioéléments d'origine naturelle ^{7}Be et ^{210}Pb.

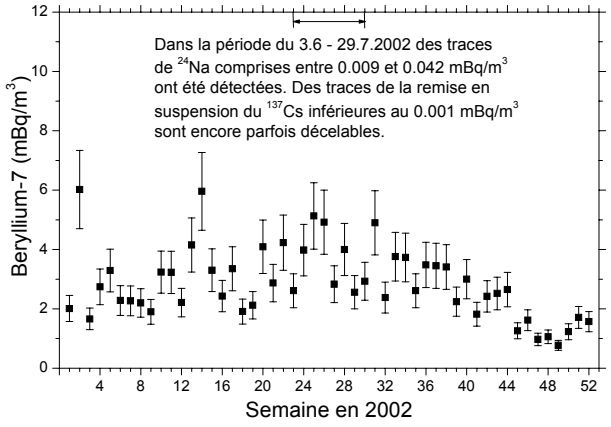


Fig. 6: Mesures spectrométriques des aérosols collectés hebdomadairement à la station OFSP de haut débit au CERN.

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, on détecte sporadiquement des traces de ^{137}Cs dues à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl et des injections de ^{24}Na jusqu'à 0.04 mBq/m^3 attribuables aux accélérateurs du CERN. L'impact radiologique du ^{24}Na est tout à fait négligeable, car la valeur la plus élevée ne représente qu'environ 0.0001% de la limite d'immission suisse [3]. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite une méthode extrêmement sensible, comme celle mise en œuvre par l'OFSP.

Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures de spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Les mesures 2002 n'ont pas indiqué d'apport artificiel ponctuel ou suite à une accumulation attribuable aux activités du CERN (fig. 7).

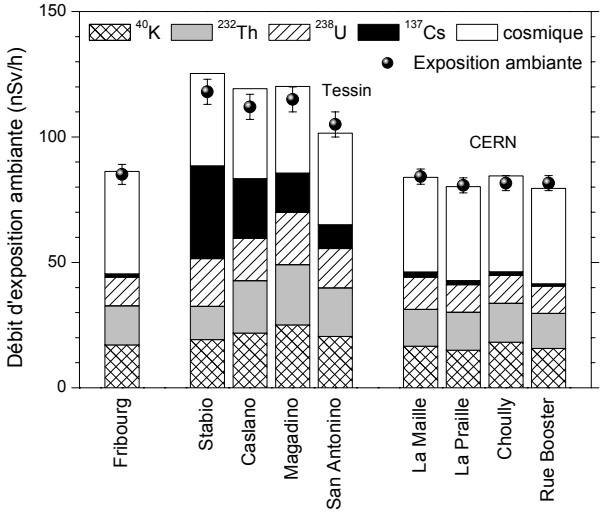


Fig. 7: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante dans les sites examinés par spectrométrie gamma in situ en 2002 (Fribourg, Tessin, CERN).

Ce constat est confirmé par les analyses en laboratoire sur les échantillons de sol, d'herbe et autres produits locaux. Les résultats sont typiques de ceux obtenus dans les 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 (Etats-Unis et l'Union soviétique) et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl. A ce titre la figure 7 compare l'impact actuel de la contamination par le ^{137}Cs sur l'exposition ambiante à la station de référence de Fribourg et dans 4 sites du Tessin plus marqués par les retombées par rapport aux 4 sites du voisinage du CERN.

Mesures dans le milieu aquatique

Les concentrations du tritium dans les échantillons mensuels du Rhône à Chancy n'ont pas montré d'impact notable des installations du CERN (fig. 8). Les concentrations mesurées de 1 à 3 Bq/l sont conformes à la normale. La limite d'immission pour le tritium dans l'eau est 12'000 Bq/l [3].

Les résultats du projet de collaboration initié par l'OFSP et le CERN avec l'Institut F.-A. Forel concernant des mesures spécifiques dans le Nant d'Avril ont fait l'objet d'une synthèse de surveillance d'octobre 1999 à octobre 2002 [4]. Le suivi radioécologique a permis de détecter pendant cette période les immissions de radioéléments dans les différents compartiments de la rivière (eau, matière en suspension – MES, sédiments). Les radioéléments dominants sont le ^{40}K, les isotopes des séries primordiales (^{238}U, ^{235}U, ^{232}Th) et le ^{7}Be tous d'origine naturelle et le ^{137}Cs qui résulte de l'érosion des sols, contaminés par les essais nucléaires dans l'atmosphère (Etats-Unis et l'Union soviétique) et par l'accident de Tchernobyl. L'analyse des MES, qui ne constituent pas une matrice environnementale à laquelle le public est réellement exposé, permet une plus sensible mise en évidence des traces de radionucléides issus du CERN suite au processus de leur concentration. Comme le montre la figure 9, les activités mesurées dans les eaux du Nant d'Avril (fig. 9a) confirment la présence de ces traces, qui correspondent à de très faibles pourcentages de la limite d'immission (fig. 9b).

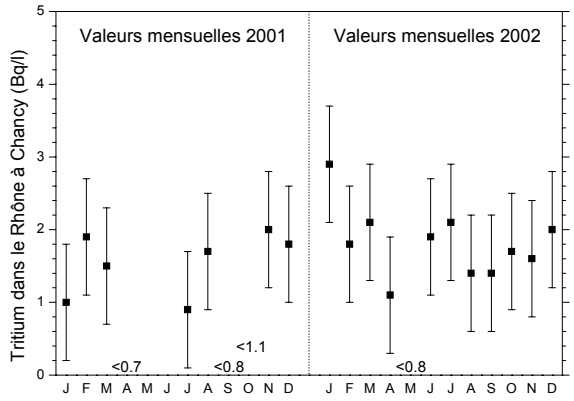


Fig. 8: Suivi mensuel des concentrations de tritium dans le Rhône à Chancy en 2001 et 2002.

8.4.4. Conclusions

- L'ensemble des résultats de mesures du CERN et du contrôle indépendant de l'OFSP atteste que en 2002 comme lors des années précédentes le CERN est resté bien en dessous de la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1].
- Les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN et l'OFSP 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 0.72% des limites suisses.
- Pour une estimation des doses efficaces annuelles, le groupe critique de la population vivant à proximité du Site de Meyrin a été identifié. Ensuite les doses efficaces à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radioéléments du Site de Meyrin 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 critique représente 0.029 mSv en 2002. La valeur correspondante en 2001 était de 0.017 mSv. Ces doses correspondent à environ 3.6% de la dose externe due aux sources naturelles.
- En plus des contrôles d'ordre réglementaire, les mesures d'ordre radioécologique effectuées dans le Nant d'Avril par l'Institut F.-A. Forel (mandaté par l'OFSP) ont confirmé que l'impact du CERN est très faible [4].

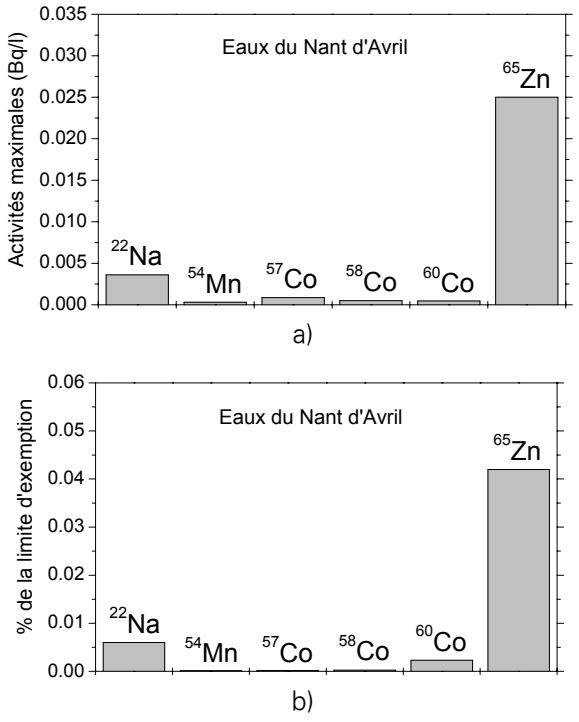


Fig. 9: Activités maximales dans les eaux du Nant d'Avril a) et comparaison avec les limites d'exemption b).

La radioactivité de l'environnement et les doses de rayonnements dans le voisinage du CERN ne se distinguent pas notablement de ceux enregistrés dans les stations de référence non influencées par les installations nucléaires. L'impact des activités du CERN est très 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. A l'image des examens in situ de la figure 7, les contributions d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc également restées en 2002 sans conséquence radiologique préjudiciable à l'environement et à la population avoisinante.

8.4.5. Remerciements

Nous remercions les instituts intervenant dans le programme de mesure au voisinage du CERN, en particulier l'Institut universitaire de Radiophysique Appliquée à Lausanne ainsi que l'Institut F.-A. Forel à Versoix. Notre reconnaissance s'adresse également à toutes les personnes qui ont favorisé le bon déroulement de nos prélèvements et mesures dans le Canton de Genève et dans le Pays de Gex.

8.4.6. 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] Manuel de Radioprotection 1996, CERN, (1996).

[3] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2000), Annexe 3.

[4] W. Wildi, J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport No 3 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Octobre 2001 – Octobre 2002 et synthèse des résultats Octobre 1999 – Octobre 2002, Institut F.-A. Forel (2003).

[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).

8.4.7. Glossaire

AD Décélérateur d'antiprotons

ISOLDE Isotope Separator On-Line Device

LHC Grand collisionneur à hadrons (en construction)

PS Synchrotron à protons

SPS Super synchrotron à protons

TT10 Tunnel d'injection de faisceau du PS au SPS

TT60 Tunnel d'extraction de faisceau du SPS au hall expérimentale Ouest

TT70 Tunnel de transfert du PS au SPS

V0 Evaporateur de l'eau d'infiltration dans une ancienne zone cible du SPS

8.3. Les installations nucléaires et l'environnement

S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, H. Völkle
Section de surveillance de la radioactivité, SUER, Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

8.3.1 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 de prélèvements et de mesures. Il commence au terme source par des analyses en phase de rejet sur des échantillons comparatifs avec l'exploitant et la DSN. En outre, les exploitants sont tenus de communiquer leurs rapports mensuels à l'OFSP et à la DSN. Cette dernière met à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK de mesures en continu du débit de dose ambiante. L'ensemble de ces données fait également partie de l'examen critique de l'OFSP. Sous sa coordination la surveillance englobe aussi les propres mesures de l'Office, des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{4}C, ^{3}H et ^{85}Kr) et du LfU (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. La prise en compte de tous ces examens permet l'estimation pertinente de l'impact des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Pour l'année 2002, on peut conclure au respect par les exploitants des valeurs limites fixées dans la réglementation. La dose localement attribuable en 2002 à l'exploitation des centrales nucléaires suisses est de l'ordre de 0.01 mSv qui vient s'ajouter à la dose moyenne d'environ 4 mSv/an. Si l'on excepte la contribution du rayonnement direct en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi que les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt dans les trappes à sédiment), un impact mesurable des centrales nucléaires est difficile à mettre en évidence. C'est pourquoi, l'estimation de la dose au public repose 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. Si l'on excepte les traces des radionucléides spécifiques dans certains indicateurs environnementaux, les résultats obtenus en 2002 dans le voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux relevés dans les sites hors de leur influence. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables se résument pratiquement aux radionucléides de longue période issus des essais nucléaires des années 60 (^{137}Cs, ^{90}Sr ^{239,240}Pu et ^{241}Am) et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs) avec des niveaux variables selon les régions.

8.3.2 Méthodologie

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

8.3.3 Résultats

Mesures à la source

Les mesures parallèles de l'exploitant, de la DSN 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 le respect des limites réglementaires par l'exploitant en 2002. Comme le confirme la confrontation des rejets effectifs avec les rejets autorisés (chapitre 8.1), les activités rejetées sont nettement inférieures aux limites réglementaires. En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur

le public en termes de doses par rapport à la valeur limite liée à la source de 0.2 mSv.

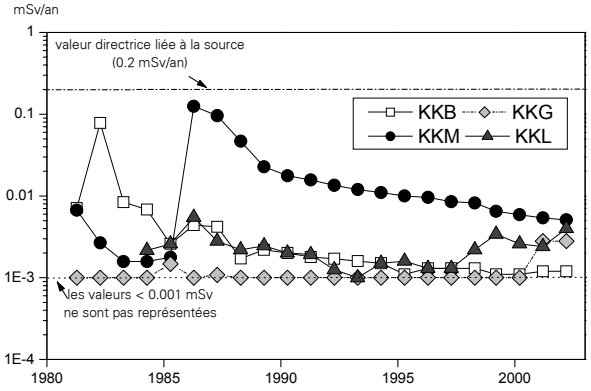


Fig. 1: Dose (calculée) accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales nucléaires pour chaque année de 1981 à 2002 (Données DSN).

Mesures de l'exposition ambiante

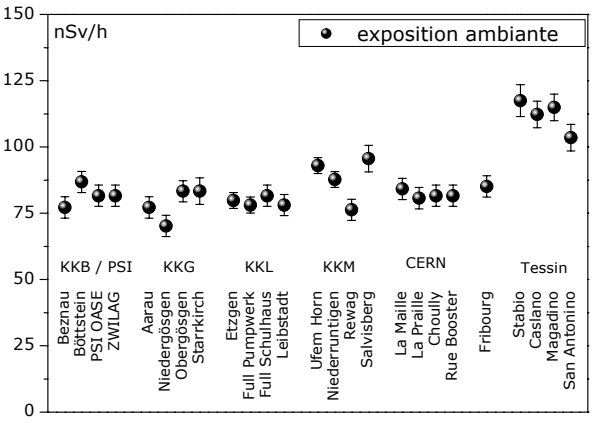


Fig. 2: Contrôles du débit de dose ambiante effectués en 2002 par l'OFSP au voisinage des centrales nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. Les valeurs obtenues à Fribourg et au Tessin sont représentées à titre comparatif.

Les résultats de la surveillance continue de l'exposition ambiante par le réseau MADUK sont donnés au chapitre 8.2. Les mesures périodiques effectuées par la DSN à la clôture des centrales (voir Chap. 8.2) ainsi que celles mises en œuvre par l'OFSP dans un voisinage plus étendu ont montré que toutes les installations nucléaires ont respecté la valeur limite de 5 mSv pour le rayonnement direct. La figure 2 représente les mesures de débit de dose ambiante effectuées par l'OFSP au voisinage des centrales nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m au-dessus du sol. Les résultats des mesures effectuées à Fribourg et au Tessin sont également représentés à titre comparatif. Cette figure montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle mesurée à Fribourg (site hors influence). Les valeurs élevées enregistrées au Tessin, sont essentiellement dues à la contamination rémanente en ^{137}Cs due à l'accident de Tchernobyl.

Mesures dans le milieu atmosphérique en 2002

Les mesures dans le milieu atmosphérique concernent l'analyse des précipitations et des aérosols de l'air par l'autorité de contrôle ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant. Ces mesures n'ont pas signalé la présence de radionucléides gamma, dont l'origine ne soit naturelle ou attribuable à la remise en suspension d'anciennes contaminations. Les traces de ^{65}Zn (2.4 micro-Bq/m^3) et d'^{110m}Ag (1.2 micro-Bq/m^3) mesurées par l'OFSP au mois de février dans les filtres aérosols collectés au voisinage de la centrale de Leibstadt ont pu être attribuées à l'inscinération des déchets du PSI (voir chap. 4.1). La figures 3 montre le suivi mensuel des concentrations du ^3H, radionucléide directeur dans les précipitations, pour les stations de Full (BWR KKL), de Niederruntigen (BWR KKM) ainsi que de Niedergösgen (PWR KKG). Ces concentrations sont comparables à celles enregistrées dans les autres stations de l'OFSP hors voisinage d'installations nucléaires.

La figure 4 illustre, quant à elle, le suivi mensuel des concentrations du ^3H dans les précipitations des stations de Beznau (PWR KKB), du PSI et du ZWILAG. Rappelons que ces trois stations se situent dans un rayon de quelques kilomètres seulement. Les valeurs mesurées dans ces trois stations sont légèrement plus élevées que celles obtenues au voisinage des centrales nucléaires de KKM, KKL et KKG. Après investigations, il est apparu que l'origine des augmentations observées, ne provient ni des rejets de la centrale de Beznau, du PSI ou du ZWILAG, mais de la préparation des déchets radioactifs (MIF)[1)] pour l'incinération au PSI. Notons que ces valeurs sont très inférieures aux normes autorisées.

1) MIF = déchets radioactifs provenant de la medicine, de l'industrie et de la recherche

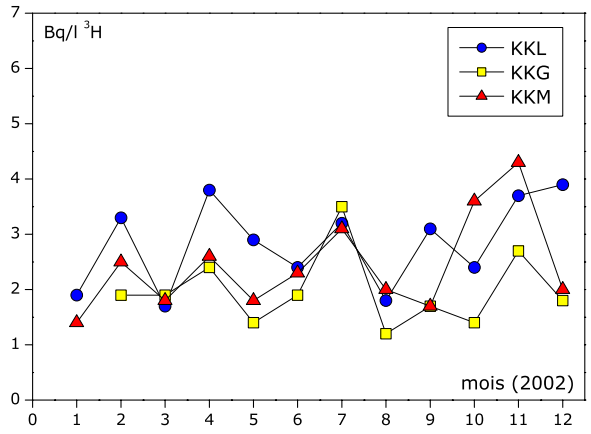


Fig. 3: Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage des centrales nucléaires de Leibstadt, Gösgen et Mühleberg en 2002 (mesures mensuelles de l'OFSP).

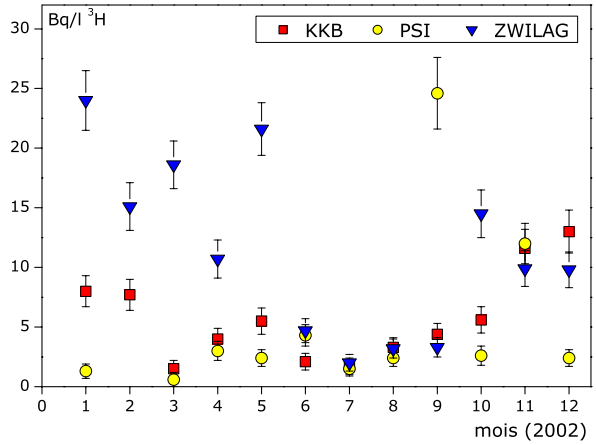


Fig. 4: Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage de la centrale nucléaire de Beznau, du PSI et du ZWILAG en 2002 (mesures mensuelles du PSI).

Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe, le sol et les denrées alimentaires. Les résultats de ces examens sont conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires. La figure 5 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination rémanente de ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP en 2002. Ces valeurs témoignent des retombées de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 60.

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 (Chap. 3.1) montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Des mesures complémentaires se trouvent aux chap. 4.3 et 7.2 en particulier sur les teneurs en Pu, Am et ^{90}Sr.

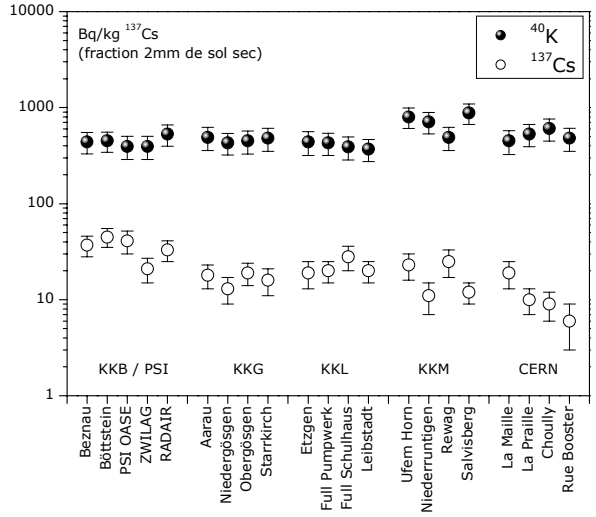


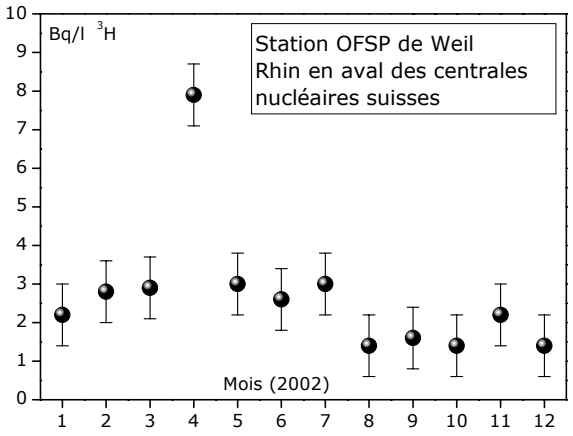
Fig. 5: ^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) examinés par l'OFSP en 2002 (couche 0-5 cm).

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. L'ensemble de ces mesures coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux (chap. 5) ne mettent pas en évidence un marquage du milieu terrestre 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 confirment ce constat. Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}C, dont les résultats sont présentés au chap. 7.1. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques µSv. L'intérêt des mesures ^{14}C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Mesures dans le milieu aquatique

Les principaux résultats de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chap. 4.2. Dans l'eau l'impact des rejets liquides des installations nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt (^{58}Co et ^{60}Co) qui redonnent en

partie l'image des activités rejetées. Par contre la remobilisation des dépôts de ^{137}Cs de Tchernobyl explique, pour ce radionucléide, l'absence de corrélation entre les activités rejetées et les valeurs de mesure. Les mêmes isotopes ainsi que le ^{54}Mn se retrouvent également dans les trappes à sédiments. Dans les poissons hormis le ^{40}K naturel et des traces de ^{137}Cs, aucun autre radionucléide n'a été détecté. Enfin les examens des eaux de la nappe n'ont signalé la présence d'aucun radionucléide d'origine artificielle. Les résultats complémentaires des mesures ^{3}H de l'OFSP dans l'eau du Rhin (Weil/D) en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse) sont illustrés dans la figure 6. L'augmentation observée au mois d'avril a été confirmée par les analyses effectuées côté allemand (Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe). Les valeurs accrues de tritium sur la même période dans l'Aar, près du PSI ont permis d'exclure que la cause provienne de la région bâloise. Les investigations de la DSN ont montré que la centrale nucléaire de Gösgen avait rejeté en quantité plus importante de l'eau contenant du tritium, comme chaque année à la même période. Ces rejets ont respecté le cadre des limites autorisées (voir page B.8.0.1).



Mesures mensuelles de l'OFSP en 2002

Fig. 6: ^{3}H dans le Rhin à la sortie de la Suisse.

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 la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA (mandaté par l'OFSP). Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie γ. Les résultats montrent que le ^{134}Cs et le ^{60}Co sont restés inférieurs à la limite de détection de 0.3 Bq/l. Durant le mois de juillet et d'août, une activité située entre 0.8 et 1.5 Bq/l de ^{137}Cs a été mesurée dans les prélèvements du bassin de contrôle. Sinon, tous les prélèvements montrent une activité en ^{137}Cs inférieure à 0.4 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^{3}H est mesuré par scintillation liquide. Des activités proches de 20±2 Bq/l ont été mesurées dans tous les prélèvements, alors que l'activité de l'eau de référence (eau robinet IRA) ne dépasse pas 3 Bq/l.

Pour la mesure du ^{90}Sr, les prélèvements de deux mois de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont réunis. En mars-avril, les activités des prélèvements de la chambres de contrôle et du bassin de contrôle ont été supérieurs à la limite de détection de 5 mBq/l pour atteindre 10±3, respectivement 6±4 mBq/l. En septembre-octobre, le prélèvement du bassin de contrôle montrait une activité de 16±5mBq/l.

Les activités mesurées ne présentent aucun danger pour la population mais sont une réminiscence de l'accident survenu à la centrale en 1969.

8.3.4 Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2002. La détection du rayonnement direct, du ^{14}C issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue. Les doses qui en résultent 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'avère 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 installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice de 0.2 mSv et s'est situé en 2002 entre 0.002 et 0.008 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

Les mesures environnementales permettent de détecter la radioactivité à des niveaux infimes d'intensité des rayonnements émis, qui peuvent

être à la limite sans aucune signification radiologique. 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. La surveillance de l'environnement sans cesse améliorée au voisinage des installations nucléaires répond aussi au besoin de vérifier que la modélisation des transferts n'engendre pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. Elle permet le suivi temporel des concentrations dans l'environnement, en particulier les processus possibles d'accumulation locale dans certains écosystèmes (sols, sédiments, feuillages). Enfin elle peut orienter des études nécessaires à la connaissance des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles. Les évolutions au cours des dernières années ont porté sur le développement de technique de prélèvements et de mesures visant à abaisser les seuils de détection afin de permettre la mise en évidence de traces et d'utiliser certains radionucléides directeurs à la compréhension des processus environnementaux et à la validation de modèles sur lesquels reposent les prévisions en situation accidentelle.

Sites Internet

- OFSP/DSN/PSI/CERN

www.admin.ch/bag
www.hsk.psi.ch
www.cern.ch

- France

www.ipsn.fr
www.opri.fr
www.sfrp.asso.fr
www.cea.fr
www.cogema.fr
www.edf.fr

- Allemagne

www.fbs.de

- Centrales nucléaires

Gösgen (KKG): www.kkg.ch
Leibstadt (KKL): www.kkl.ch
Beznau (KKB): www.nok.ch
Mühleberg (KKM): www.bkw.ch

8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, W. Baur und M. Schibli
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Zusammenfassung

Die Ortsdosis resp. Ortsdosisleistung durch externe Strahlung in der Umgebung der Kernanlagen wird mit dem MADUK-Messnetz, in der Umgebung und am Zaun positionierten Thermolumineszenzdosimetern (TLD), mittels quartalsweise durchgeführter, stichprobenweiser Dosisleistungsmessungen der HSK am Arealzaun sowie bei bedarf mit speziellen Messkampagnen überwacht.

*Das **M**essnetz zur **a**utomatischen **D**osisleistungsüberwachung in der **U**mgebung der **K**ernkraftwerke (MADUK) dient der ständigen Überwachung der externen Strahlung. Um das KKB und das PSI sind 17, beim KKG 16, beim KKL und KKM je 12 MADUK-Stationen in bis zu 5 km Abstand in Betrieb. Die MADUK-Stationen messen die Ortsdosisleistung, die ermittelten Messwerte werden alle 10 Minuten in die Zentrale der HSK übertragen und automatisch analysiert. Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich werden signalisiert und dem HSK-Pikett gemeldet.*

In der Figur 1 sind die Monatsmittelwerte mit den tiefsten und den höchsten Tagesmittelwerten aller MADUK-Sonden des Berichtsjahres dargestellt. Sonden mit deutlich tieferem Messwertniveau stehen auf Gebäudedächern oder einem Untergrund mit geringem natürlichem Aktivitätsgehalt. Im Berichtsjahr sind keine sehr hohen Tagesmittelwerte festgestellt worden. Die im Sommer/Herbst etwas höher liegenden Tagesmaxima sind bedingt durch die häufigeren und länger andauernden Niederschläge mit grossem Washouteffekt, was zu einem signifikanten Anstieg der natürlichen Strahlenexposition am Boden führte. Ein Niederschlag mit besonders hohem Washouteffekt wurde im April an allen Stationen registriert. In Figur 2 sind am Beispiel der MADUK-Sonden des Messringes Mühleberg die Messwertverläufe der Tagesmittelwerte über den Zeitbereich 1995 bis 2002 dargestellt. Die einzige sichtbare Veränderung ausserhalb der jahreszeitlichen Schwankungen ist bei der Station M-07 erkennbar. Der hier im Juli 1998 eingebrachte Messdetektor weist gegenüber dem ursprünglichen Detektor eine geringfügig tiefere Empfindlichkeit auf.

Die Kalibrierung aller MADUK-Sonden ist mittels einer radioaktiven Quelle überprüft und als in Ordnung beurteilt worden. Während vorangemeldeten Kalibrierungsarbeiten an den NADAM-Sonden zeigten die nahe stehenden MADUK-Sonden in vier Fällen erhöhte Messwerte. Wesentliche Datenausfälle entstanden bei den MADUK-Sonden B-03 in Döttingen (30 Std.) und G-14 in Winznau (17 Std.) wegen Gerätestörungen. Bei B-17 Böttstein (121 Std.), L-05 Gippingen (240 Std.) und M-06 Mühleberg (42 Std.) infolge von Stationsumbauten sowie bei B-10 in Stilli (46 Std.), G-04 in Niedergösgen (38 Std.), M-10 in Wileroltigen (55 Std.) und M-11 in Golaten (40 Std.) wegen Störungen im Kommunikationsbereich der SWISSCOM. Zu 4 Schwellwertverletzungen führten Defekte in den Elektroniken von zwei Messstationen.

Im Berichtsjahr wurden die Dosismessungen mit Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI fortgeführt. Bei der routinemässig durchgeführten Analyse der solchermassen erhobenen Ortsdosen ergaben sich einzig beim Standort "Station Schwaderloch" in der Umgebung des KKL gegenüber den Erfahrungswerten leicht erhöhte Quartalsdosiswerte. Messungen und weitere Abklärungen vor Ort ergaben, dass diese Veränderung durch ein durch Umbauarbeiten notwendig gewordene Verschiebung des Dosimeters verursacht wurde.

Im Nahbereich der Siedewasserreaktoren Mühleberg und Leibstadt ist die Ortsdosisleistung durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht. Diese Strahlung resultiert aus Zerfällen des kurzlebigen, im Reaktor produzierten Stickstoffnuklids ^{16}N, welches mit dem Dampf aus dem Reaktor in die Turbine im Maschinenhaus getragen wird. Daneben können auch Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis am Zaun beitragen.

Beim KKM wurden am Zaun im Rahmen der stichprobenweise, vierteljährlich von der HSK durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen 0,08 μSv/h (natürlicher Untergrund) und 0,42 μSv/h gemessen; letzterer Wert ergibt nach Abzug des Untergrundes umgerechnet auf ein Jahr und unter Berücksichtigung der Betriebszeit eine Dosis von ca. 2,8 mSv. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD), die an mehrerern Stellen am Zaun die Dosis messen, weisen

demgegenüber für das Berichtsjahr einen Höchstwert von 2,6 mSv auf (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0,7 mSv).

Beim KKL wurden im Rahmen des Abschlusses der Leistungserhöhung auf 114,7% (relativ zur ursprünglichen Reaktorleistung) eine Messkampagne durchgeführt. Dabei wurde während des Leistungsbetriebes als Höchstwert am Zaun nach Abzug des Untergrundes eine Ortsdosisleistung von 0,028 mSv pro Woche ermittelt. Dies entspricht unter Berücksichtigung der Betriebszeit einer Dosis von ca. 1,3 mSv pro Jahr. Der vom KKL im Berichtsjahr ermittelte höchste Wert eines Thermolumineszenz-Dosimeters (TLD) am Zaun betrug demgegenüber 3,9 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 1 mSv).

Im Jahr 2002 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des Paul Scherrer Instituts (PSI) gemessene Wert 1.6 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0,6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt beim Abfallager im PSI-Ost. Beim am gleichen Standort wie das PSI beheimateten Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen, stichprobenweisen Messungen der HSK eine Erhöhung der Ortsdosis über den natürlichen Untergrund festgestellt.

Die Immissionsgrenzwerte für die Direktstrahlung ausserhalb des Betriebsareals von 1 mSv pro Jahr für Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräume und von 5 mSv pro Jahr für andere Bereiche nach Art. 102 Absatz 3 der Strahlenschutzverordnung wurden auch im Berichtsjahr für alle Standorte (inkl. PSI und Zentralem Zwischenlager Würenlingen ZZL) eingehalten.

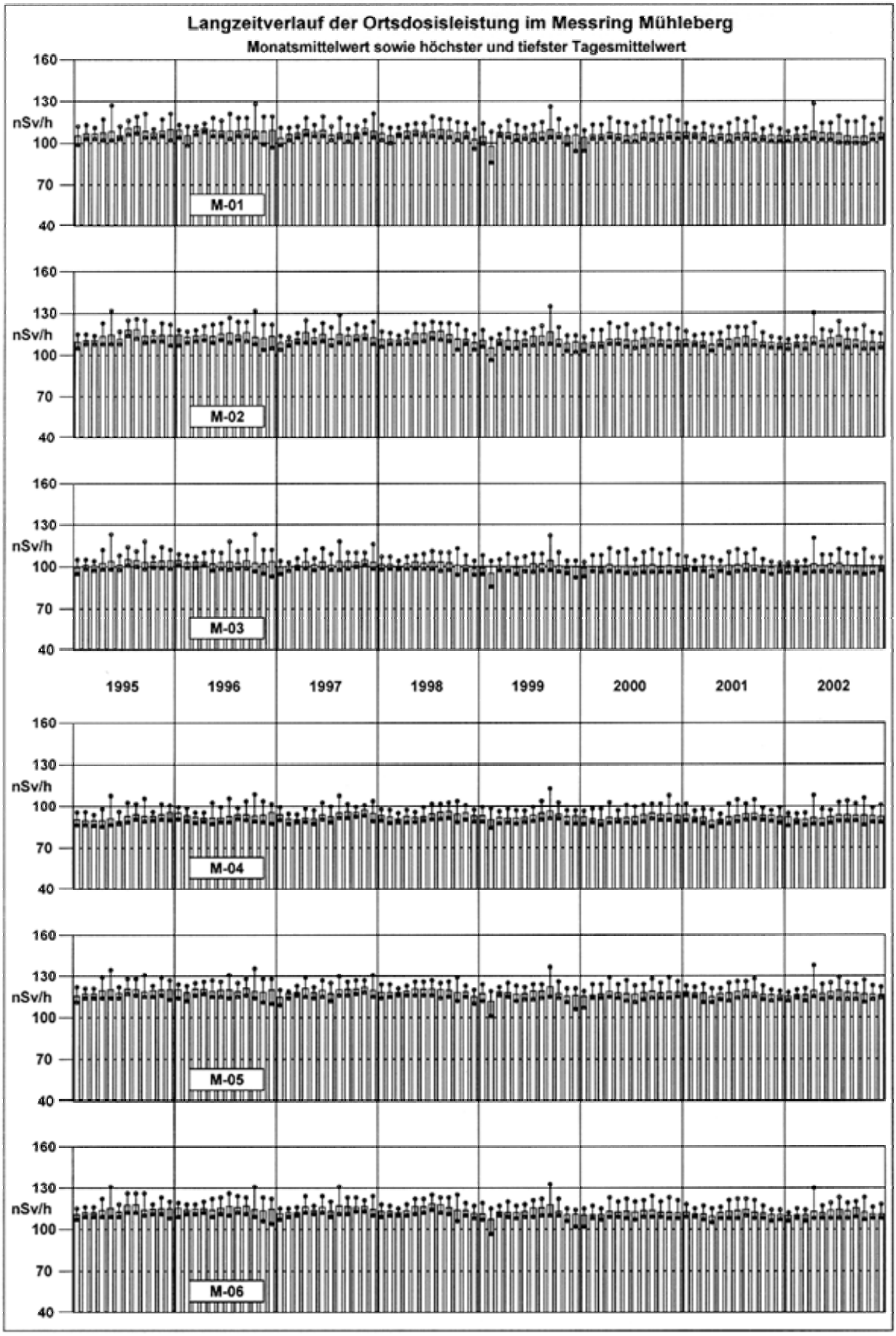


Fig. 2: Dosisleistung an den MADUK-Stationen in den Jahren 1995 - 2002

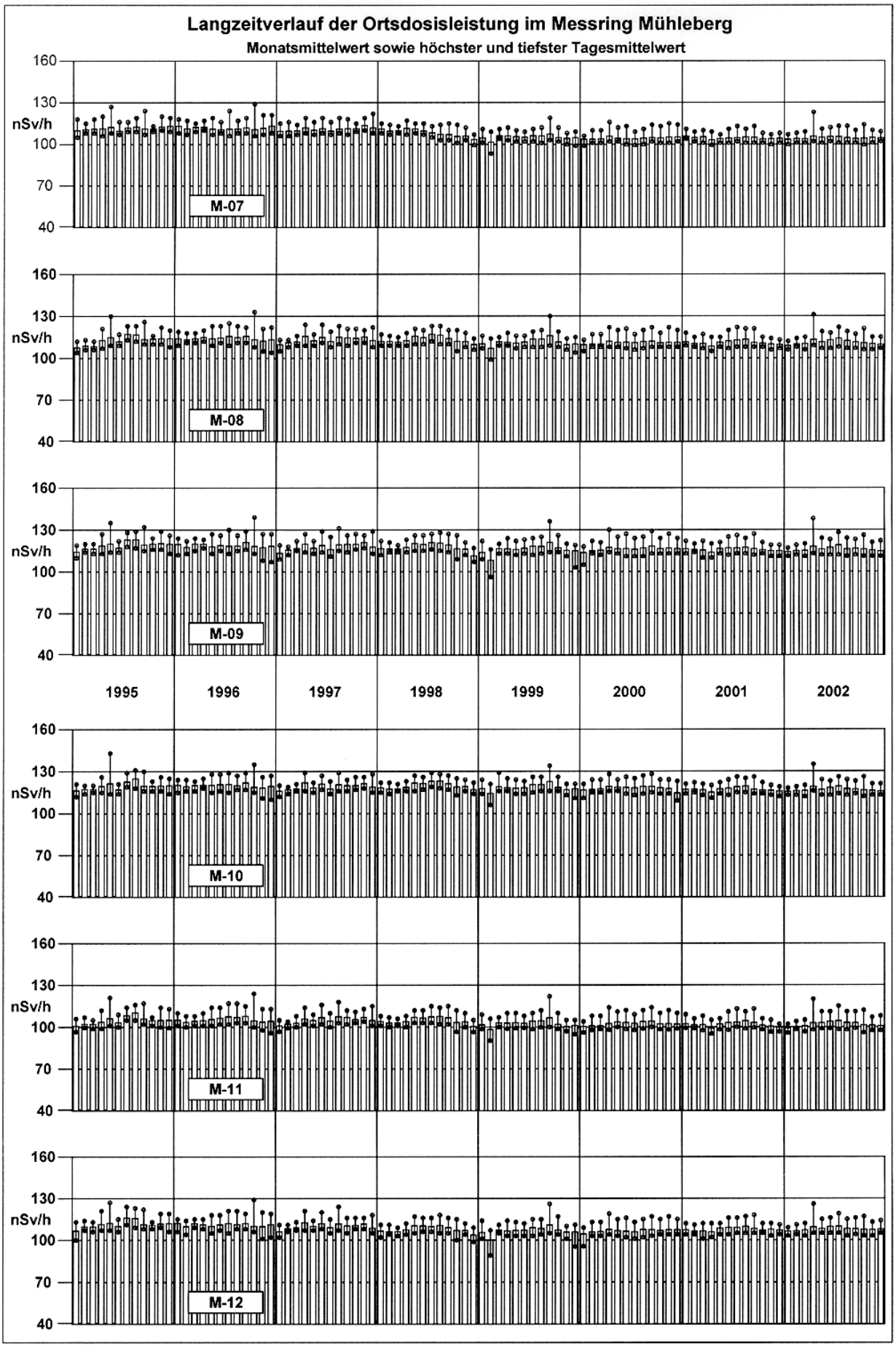
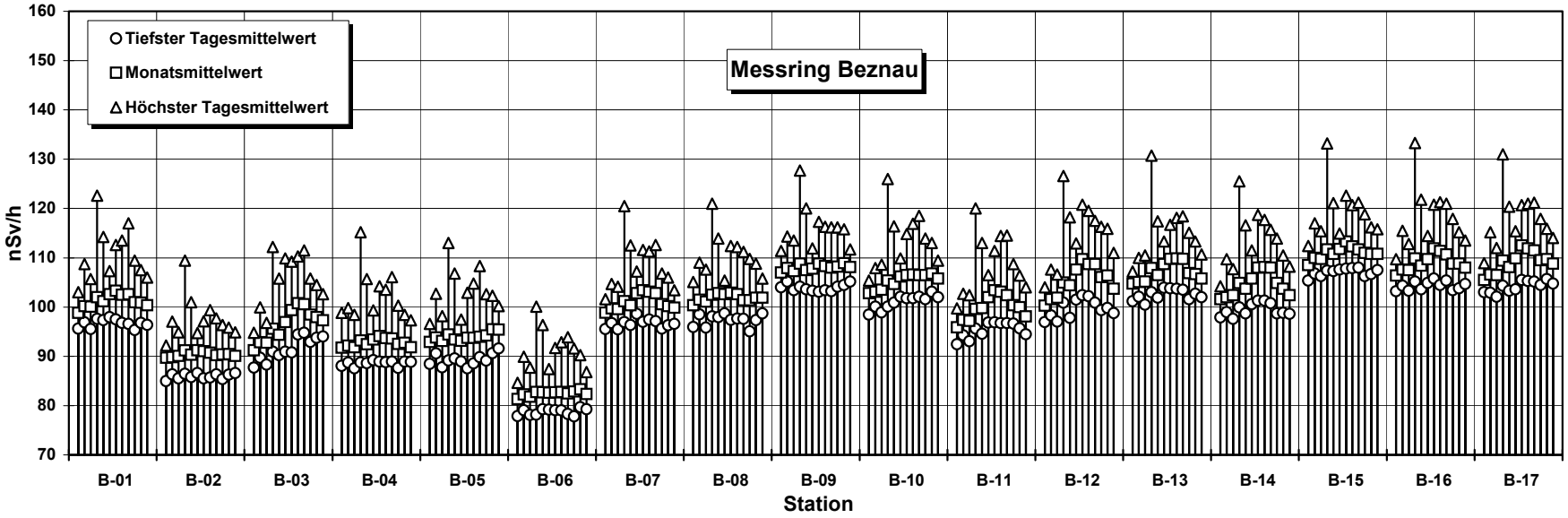


Fig. 2 (Fortsetzung): Dosisleistung an den MADUK-Stationen in den Jahren 1995 - 2002



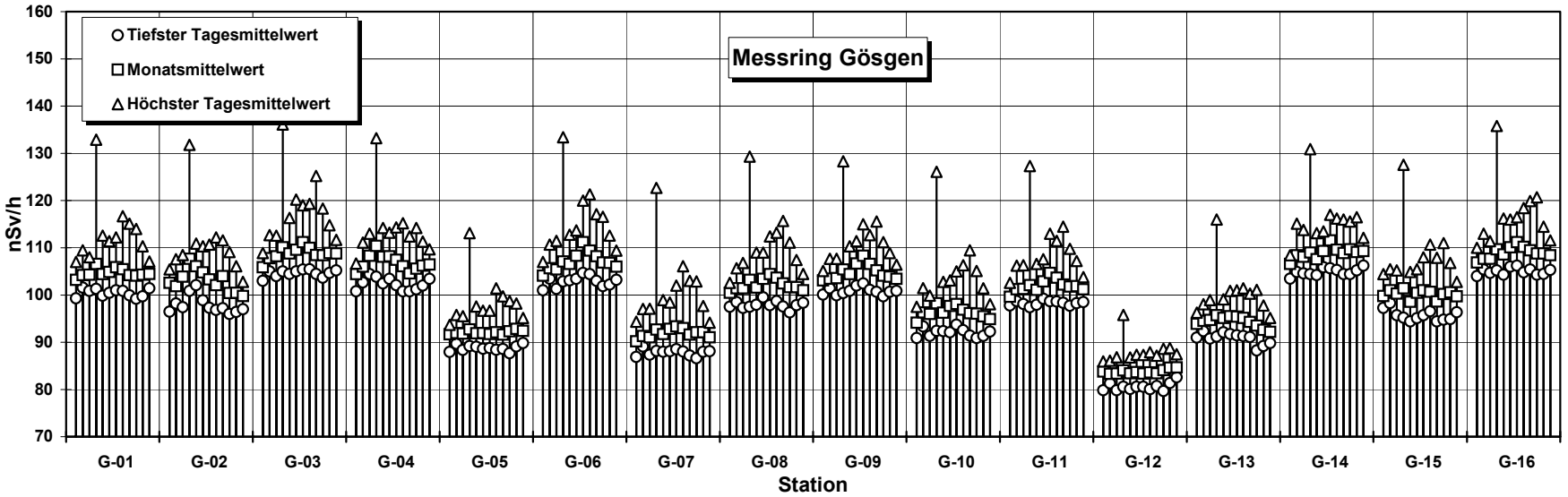


Fig. 1: Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2002

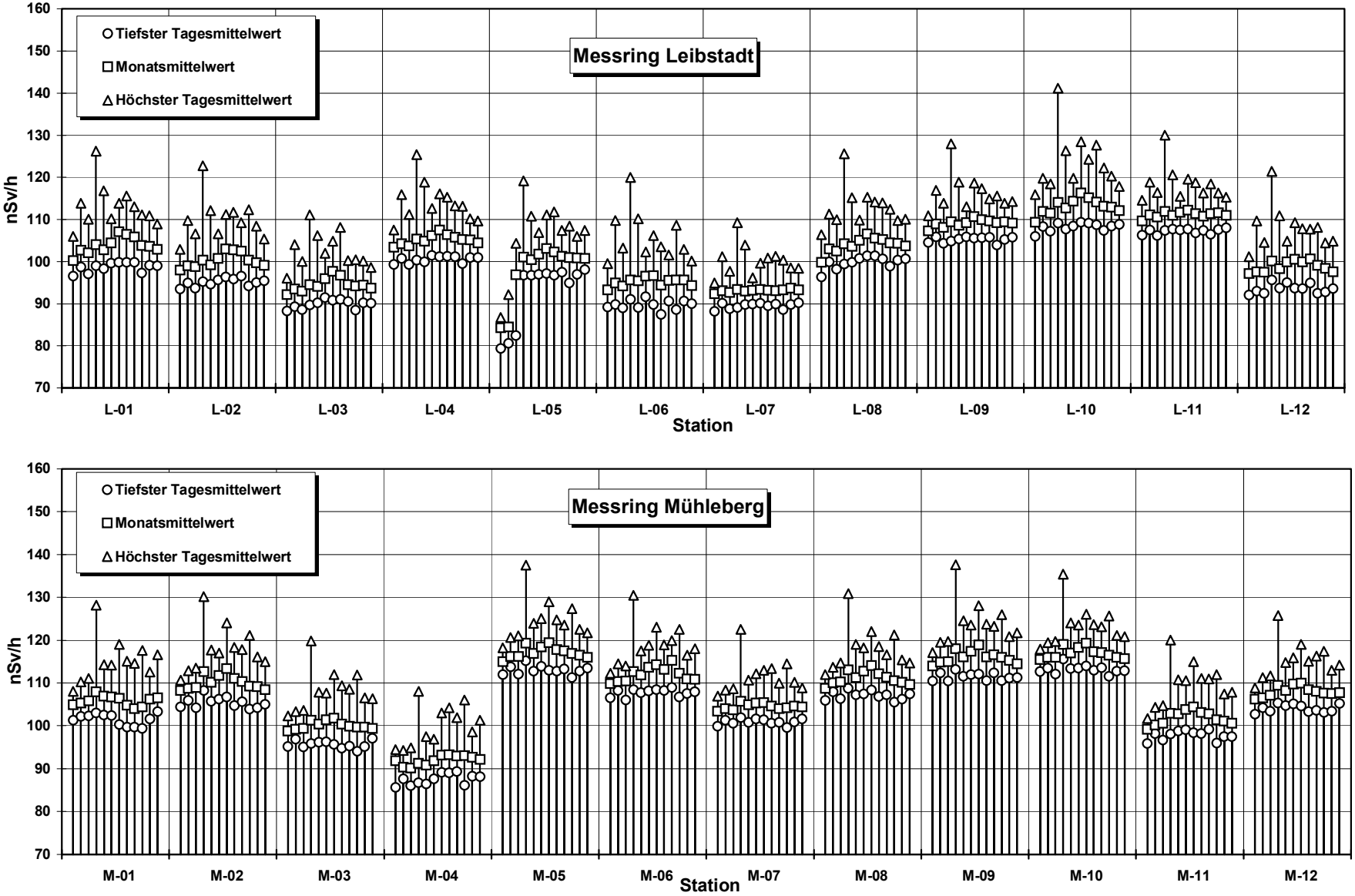


Fig. 1 (Fortsetzung): Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2002

8.1 Emission aus den Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, J. Löhle, W. Baur und M. Schibli
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die Abgaben von Abluft und Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in Figur 1 für die letzten fünf Jahre im Vergleich zu den Jahreslimiten dargestellt. Alle Kernkraftwerke haben die Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Tabelle 1a zeigt die gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechneten Personendosen für Erwachsene und Kleinkinder im Jahr 2002. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechnete Dosiswerte sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser sind in Tabelle 1c, mit der Abluft in den Tabellen 1d und 1e aufgelistet. Die Fussnoten (Seite. B.8.1.8) zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Die Abgabemessungen der Kernkraftwerke wurden mit insgesamt mehr als 150 Proben durch die Behörden kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen im Rahmen der Vorgaben überein und zeigen, dass die Abgabereglemente beachtet werden.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKB ungefähr 0.002 mSv, beim KKG 0.005 mSv, beim KKL 0.008 mSv und beim KKM ungefähr 0.006 mSv. Die berechneten Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung betrugen im Jahr 2002 somit einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.2 mSv pro Jahr.

Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die ^{14}C-Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der übrigen geringen Abgaben die Dosis bestimmen. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ^{14}C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Produktionsrate in den Kernkraftwerken ist primär von der Reaktorleistung, aber auch von weiteren Faktoren abhängig, die gegenwärtig in den Schweizer Kernkraftwerken vertieft untersucht werden. KKL führt schon seit längerer Zeit aus eigener Veranlassung ^{14}C Messungen durch. Mitte 1998 wurde das System zur Messung von ^{14}C aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. Die im Jahr 2001 im KKG aufgenommenen Messung der ^{14}C-Abgaben wurden auch im Berichtsjahr, insbesondere zur Aufschlüsselung der organischen und anorganischen Anteile, fortgesetzt. Die Messungen zeigen höhere Abgabewerte und grössere Schwankungsbreiten als aufgrund von Erfahrungswerten und aus Literaturangaben zu erwarten wäre. Für die Dosisberechnung wurden beim KKG ebenfalls die gemessenen Werte verwendet, was den Anstieg der in diesem Jahr ausgewiesenen Dosis im Vergleich zu den Berechnungen vor 2001 erklärt. Bei den beiden andern schweizerischen Kernkraftwerken werden bei der Dosisberechnung für die ^{14}C-Abgaben weiterhin Erfahrungswerte eingesetzt; welche jedoch in den nächsten Jahren ebenfalls Gegenstand einer Überprüfung sein werden.

Bei der Bewertung der errechneten Dosiswerte gilt es zu beachten, dass diese auf jeden Fall unterhalb von 0,01 mSv liegen. Dosen in einer solchen Grössenordnung gelten gemäss Artikel 5 und Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung in jedem Fall als gerechtfertigt und optimiert.

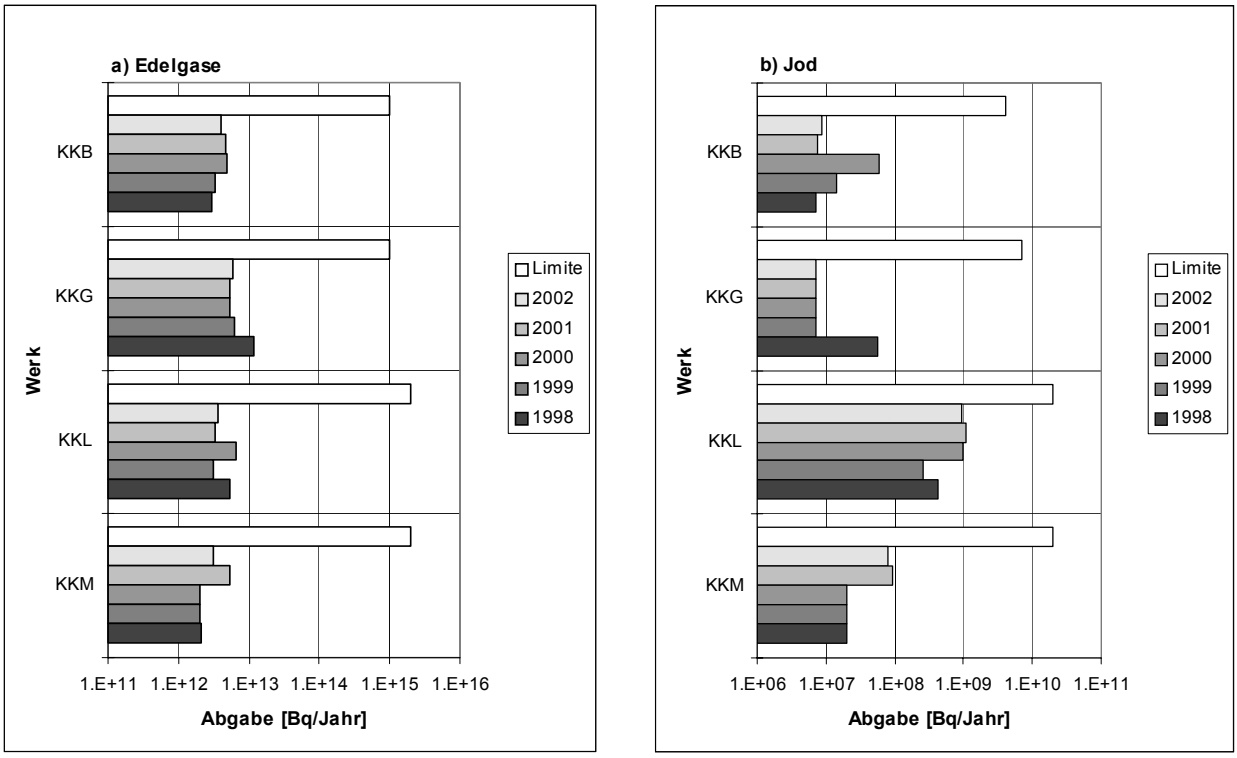
Die Kernkraftwerke waren für Revisionsarbeiten während folgender Perioden abgestellt: KKB I vom 28. Juni bis 28. Juli, KKB II vom 3. August bis 20. August, KKG vom 8. Juni bis 28. Juni, KKL vom 3. August bis zum 18. August und KKM vom 11. August bis 30. August 2002.

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 die HSK eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.006 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich hier durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Gasen aus den Teilchenbeschleunigern im Westteil. Die vom PSI und von der HSK unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass selbst unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des Dosisanteils des PSI von 0,5 mSv pro Jahr am

quellenbezogenen Dosisrichtwert des gemeinsamen Standortes PSI und ZZL liegt.

Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfälle. Die Konditionier- sowie die Verbrennungsanlage waren noch nicht in Betrieb. Die gemessenen radioaktiven Abgaben an die Umwelt waren unbedeutend.

1. Abluft



2. Abwasser

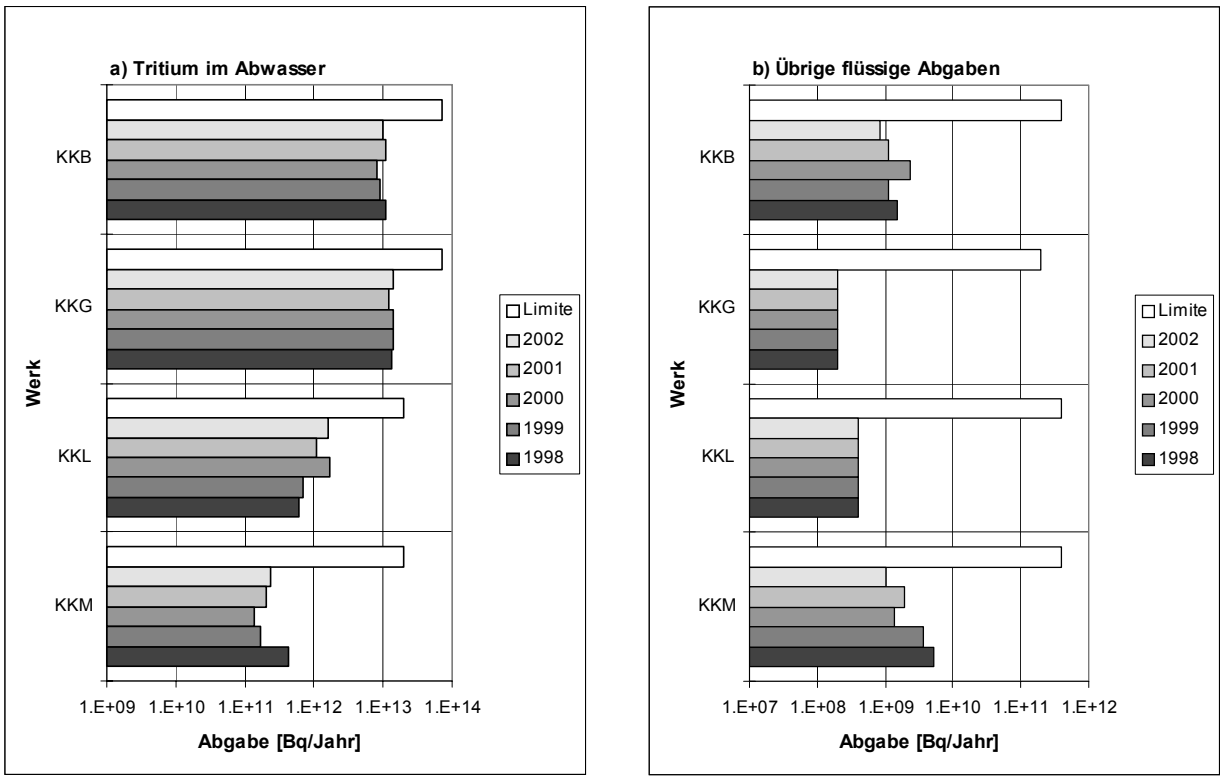


Fig 1: Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren im Vergleich mit den Abgabelimiten. (Siehe Tabelle 1a) (1E+9 = 10^9)

Tabelle 1a: Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe der Kernkraftwerke an die Umgebung im Jahr 2002 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. *(Fussnoten auf Seite 8.1.8)*

Anlage	Medium	Art der Abgaben [4]	Abgabelimiten [1]	Tatsächliche Abgaben [2), 4]			Berechnete Jahresdosis [3]	
				Aequivalentabgaben (Vergleich mit den Limiten)				
			Bq/Jahr	Bq/Jahr	Prozent der Limite	Bq/Jahr	Erwachsener mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
KKB1 + KKB2	Abwasser (4070 m³)	Nuklidgemisch	$4 \cdot 10^{11}$	$8.4 \cdot 10^{8}$	0.2%	$2.4 \cdot 10^{10}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$7 \cdot 10^{13}$	$9.9 \cdot 10^{12}$	14%	$9.9 \cdot 10^{12}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$1 \cdot 10^{15}$	$4.1 \cdot 10^{12}$	0.4%	$3.6 \cdot 10^{12}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$6 \cdot 10^{9}$	-	<0.1%	$8.9 \cdot 10^{5}$	<0.001	<0.001
		Iod: ^{131}I	$4 \cdot 10^{9}$	$8.8 \cdot 10^{6}$	0.2%	$8.8 \cdot 10^{6}$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff (CO_2): ^{14}C	-	-	-	$4.0 \cdot 10^{10}$	0.0012	0.0020
	Gesamtdosis						0.0013	0.0022
KKM	Abwasser (6604 m³)	Nuklidgemisch	$4 \cdot 10^{11}$	$1.0 \cdot 10^{9}$	0.3%	$6.9 \cdot 10^{9}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$2 \cdot 10^{13}$	$2.4 \cdot 10^{11}$	1.2%	$2.4 \cdot 10^{11}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$2 \cdot 10^{15}$	$3.1 \cdot 10^{12}$	0.2%	$6.2 \cdot 10^{12}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$2 \cdot 10^{10}$	-	<0.1%	$1.1 \cdot 10^{7}$	0.0051	0.0043
		Iod: ^{131}I	$2 \cdot 10^{10}$	$7.9 \cdot 10^{7}$	0.4%	$7.9 \cdot 10^{7}$	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff (CO_2): ^{14}C	-	-	-	$2 \cdot 10^{11}$	<0.001	0.0012
	Gesamtdosis						0.0058	0.0055
KKG	Abwasser (7683 m³)	Nuklidgemisch	$2 \cdot 10^{11}$	-	<0.1%	$1.7 \cdot 10^{7}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$7 \cdot 10^{13}$	$1.4 \cdot 10^{13}$	20%	$1.4 \cdot 10^{13}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$1 \cdot 10^{15}$	$<6.0 \cdot 10^{12}$	0.6%	$<5.4 \cdot 10^{12}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$1 \cdot 10^{10}$	-	<0.1%	$1.5 \cdot 10^{5}$	<0.001	<0.001
		Iod: ^{131}I	$7 \cdot 10^{9}$	-	<0.1%	-	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff (CO_2): ^{14}C	-	-	-	$4.0 \cdot 10^{11}$	0.0028	0.0047
	Gesamtdosis						0.0029	0.0048
KKL	Abwasser (13973 m³)	Nuklidgemisch	$4 \cdot 10^{11}$	-	<0.1%	$2.0 \cdot 10^{8}$	<0.001	<0.001
		Tritium	$2 \cdot 10^{13}$	$1.6 \cdot 10^{12}$	8.0%	$1.6 \cdot 10^{12}$	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	$2 \cdot 10^{15}$	$3.7 \cdot 10^{12}$	0.2%	$8.5 \cdot 10^{12}$	<0.001	<0.001
		Aerosole	$2 \cdot 10^{10}$	-	<0.1%	$7.6 \cdot 10^{7}$	<0.001	<0.001
		Iod: ^{131}I	$2 \cdot 10^{10}$	$9.5 \cdot 10^{8}$	4.5%	$9.0 \cdot 10^{8}$	<0.001	0.001
		Kohlenstoff (CO_2): ^{14}C	-	-	-	$7.5 \cdot 10^{11}$	0.0040	0.0068
	Gesamtdosis						0.0043	0.0076

Tabelle 1b: Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2002 und der daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung
(Fussnoten auf Seite 8.1.8)

	Hoch-kamin (PSI Ost)	**Verbren-nungs-anlage (PSI Ost)**	**Saphir, Proteus (PSI Ost)**	**C-Labor, Labor für radioaktive Abfälle Ost**	**Bundes-zwischen-lager**	**Zentrale Fortluftan-lage (PSI West)**	**Injektor I (PSI West)**	**Injektor II (PSI West)**	**C-Labor (PSI West)**	**Abwasser PSI** (2314 m^3)	**Gesamt-anlage des PSI**
Abgaben im Abwasser [2), 4)] [Bq]											
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	$4.2 \cdot 10^{7}$	$4.2 \cdot 10^{7}$
Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	$2.7 \cdot 10^{11}$	$2.7 \cdot 10^{11}$
Abgaben über die Abluft [2), 4)] [Bq]											
Edelgase und andere Gase	$4.7 \cdot 10^{11}$	-	-	-	-	$1.1 \cdot 10^{14}$	$8.1 \cdot 10^{9}$	$9.2 \cdot 10^{10}$	-	-	$1.1 \cdot 10^{14}$
β/γ-Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit>8 Std)	$7.1 \cdot 10^{4}$	$1.7 \cdot 10^{8}$	$6.2 \cdot 10^{3}$	-	-	$6.3 \cdot 10^{9}$	$1.3 \cdot 10^{4}$	$2.3 \cdot 10^{6}$	-	-	$6.5 \cdot 10^{9}$
α-Aerosole	-	$4.9 \cdot 10^{6}$	-	-	-	-	-	-	-	-	$4.9 \cdot 10^{6}$
Iod (^{131}I-aeq.)	$1.7 \cdot 10^{8}$	$2.0 \cdot 10^{7}$	-	$1.1 \cdot 10^{5}$	-	$2.0 \cdot 10^{7}$	-	-	-	-	$2.1 \cdot 10^{8}$
Tritium (tritiiertes Wasser, HTO)	$1.3 \cdot 10^{11}$	$8.1 \cdot 10^{10}$	$1.7 \cdot 10^{10}$	$7.6 \cdot 10^{11}$	$6.7 \cdot 10^{8}$	$6.8 \cdot 10^{11}$	-	-	-	-	$1.7 \cdot 10^{12}$
Kohlenstoff (CO_2): ^{14}C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis[3)] [mSv/Jahr] für:											
Erwachsene	<0.00015	0.0004	<0.00015	0.0002	<0.00015	0.0036	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	**<0.0055**
Kleinkinder	<0.00015	0.0008	<0.00015	0.0002	<0.00015	0.0036	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	**<0.0055**
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert[1)]	<0.1%	0.5%	<0.1%	0.1%	<0.1%	2.4 %	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	**<4%**

Tabelle 1c: Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2002: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben [2] *(Fussnoten auf Seite 8.1.8)*

Nuklid β/γ-Strahler	**Abgaben [Bq im Jahr]**				
	Beznau	**Gösgen**	**Leibstadt**	**Mühleberg**	**PSI**
^{3}H	$9.9 \cdot 10^{12}$	$1.4 \cdot 10^{13}$	$1.6 \cdot 10^{12}$	$2.4 \cdot 10^{11}$	$2.7 \cdot 10^{11}$
^{7}Be					$4.1 \cdot 10^{5}$
^{22}Na					$1.3 \cdot 10^{6}$
^{24}Na	$1.5 \cdot 10^{7}$			$8.2 \cdot 10^{6}$	
^{35}S					
^{51}Cr	$1.6 \cdot 10^{7}$			$1.5 \cdot 10^{8}$	
^{54}Mn	$1.1 \cdot 10^{8}$	$1.6 \cdot 10^{5}$	$5.9 \cdot 10^{5}$	$1.0 \cdot 10^{9}$	$2.9 \cdot 10^{5}$
^{56}Mn					
^{59}Fe	$8.2 \cdot 10^{4}$			$1.6 \cdot 10^{7}$	
^{57}Co	$2.2 \cdot 10^{8}$				$1.9 \cdot 10^{5}$
^{58}Co	$2.2 \cdot 10^{10}$		$3.0 \cdot 10^{5}$	$6.9 \cdot 10^{8}$	$1.7 \cdot 10^{5}$
^{60}Co	$1.3 \cdot 10^{9}$	$6.0 \cdot 10^{6}$	$4.6 \cdot 10^{7}$	$3.2 \cdot 10^{9}$	$4.4 \cdot 10^{6}$
^{65}Zn	$5.2 \cdot 10^{5}$			$4.2 \cdot 10^{8}$	$3.6 \cdot 10^{4}$
^{89}Sr	$2.6 \cdot 10^{7}$			$8.2 \cdot 10^{6}$	
$^{90}Sr/^{90}Y$	$8.7 \cdot 10^{6}$			$3.4 \cdot 10^{6}$	$1.0 \cdot 10^{6}$
^{95}Zr	$6.0 \cdot 10^{6}$	$2.7 \cdot 10^{5}$		$8.6 \cdot 10^{5}$	
^{97}Zr	$2.7 \cdot 10^{6}$				
^{95}Nb	$1.9 \cdot 10^{7}$	$1.3 \cdot 10^{6}$		$5.4 \cdot 10^{6}$	
^{99}Mo	$1.3 \cdot 10^{7}$				
^{99m}Tc	$1.9 \cdot 10^{6}$			$2.8 \cdot 10^{7}$	
^{103}Ru	$2.6 \cdot 10^{6}$				
^{115m}Cd	$1.5 \cdot 10^{7}$				
^{110m}Ag	$4.6 \cdot 10^{7}$	$1.1 \cdot 10^{6}$			
^{122}Sb	$1.3 \cdot 10^{7}$	$2.5 \cdot 10^{5}$			
^{124}Sb	$3.0 \cdot 10^{8}$	$4.4 \cdot 10^{6}$		$4.5 \cdot 10^{6}$	$5.1 \cdot 10^{3}$
^{125}Sb	$2.2 \cdot 10^{8}$	$1.1 \cdot 10^{6}$		$1.7 \cdot 10^{6}$	$3.4 \cdot 10^{5}$
^{123m}Te		$1.9 \cdot 10^{6}$			
^{132}Te	$3.7 \cdot 10^{5}$				
^{125}I					$1.9 \cdot 10^{7}$
^{126}I					
^{131}I	$2.0 \cdot 10^{7}$	$4.1 \cdot 10^{5}$	$8.8 \cdot 10^{6}$	$4.1 \cdot 10^{6}$	$1.7 \cdot 10^{6}$
^{133}I	$9.3 \cdot 10^{6}$	$8.8 \cdot 10^{5}$		$2.4 \cdot 10^{6}$	
^{134}Cs	$3.6 \cdot 10^{7}$		$4.6 \cdot 10^{7}$	$1.5 \cdot 10^{7}$	$4.1 \cdot 10^{5}$
^{136}Cs					
^{137}Cs	$3.3 \cdot 10^{8}$		$9.4 \cdot 10^{7}$	$1.3 \cdot 10^{9}$	$1.0 \cdot 10^{7}$
^{133}Ba					$3.3 \cdot 10^{3}$
^{140}Ba	$5.6 \cdot 10^{7}$			$1.1 \cdot 10^{7}$	
^{140}La	$3.2 \cdot 10^{5}$				
^{141}Ce	$1.0 \cdot 10^{4}$				$1.3 \cdot 10^{4}$
^{143}Ce	$3.3 \cdot 10^{5}$				
^{144}Ce	$1.3 \cdot 10^{6}$				
^{152}Eu					$2.0 \cdot 10^{6}$
^{154}Eu					$1.8 \cdot 10^{7}$
^{239}Np	$4.7 \cdot 10^{6}$				
α-Strahler		$<1{,}7 \cdot 10^{5}$	$6{,}3 \cdot 10^{5}$	$1{,}6 \cdot 10^{6}$	
^{210}Po					$4.3 \cdot 10^{3}$
$^{234/238}U$					$4.0 \cdot 10^{5}$
$^{239/240}Pu$					$1.4 \cdot 10^{5}$
$^{238}Pu/^{241}Am$					$4.0 \cdot 10^{4}$
^{244}Cm					$1.3 \cdot 10^{3}$

Tabelle 1d: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2002: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (*Fussnoten auf Seite 8.1.8)*

Nuklid β/γ-Strahler	**Abgaben [Bq im Jahr]**				
	Beznau	**Gösgen**	**Leibstadt**	**Mühleberg**	**PSI**
Tritium			$1.3 \cdot 10^{12}$		$1.7 \cdot 10^{12}$
^{11}C					$2.1 \cdot 10^{13}$
^{14}C (CO_2)		$4.0 \cdot 10^{11}$	$7.5 \cdot 10^{11}$		
^{13}N					$2.1 \cdot 10^{13}$
^{15}O					$6.4 \cdot 10^{13}$
^{18}F					$2.4 \cdot 10^{10}$
^{41}Ar				$2.1 \cdot 10^{9}$	$3.7 \cdot 10^{12}$
^{85}Kr			$5.3 \cdot 10^{10}$		$4.7 \cdot 10^{11}$
^{85m}Kr	$1.6 \cdot 10^{11}$		$4.4 \cdot 10^{9}$	$9.0 \cdot 10^{10}$	
^{87}Kr				$8.8 \cdot 10^{9}$	
^{88}Kr				$3.8 \cdot 10^{9}$	
^{127}Xe					$1.8 \cdot 10^{9}$
^{131m}Xe				$1.4 \cdot 10^{11}$	
^{133}Xe	$1.3 \cdot 10^{12}$		$3.2 \cdot 10^{12}$	$4.9 \cdot 10^{12}$	
^{133m}Xe					
^{135}Xe	$1.9 \cdot 10^{12}$		$2.4 \cdot 10^{12}$	$8.3 \cdot 10^{10}$	
^{135m}Xe			$2.8 \cdot 10^{12}$	$2.5 \cdot 10^{11}$	
^{137}Xe				$4.6 \cdot 10^{10}$	
^{138}Xe			$2.1 \cdot 10^{10}$	$6.4 \cdot 10^{11}$	
EG-Aequiv.[4)]				$6.0 \cdot 10^{11}$	
EG: β-total		$5.4 \cdot 10^{12}$			
Andere	$2.7 \cdot 10^{11}$				
Jod					
^{123}I					$8.9 \cdot 10^{7}$
^{124}I					$3.8 \cdot 10^{6}$
^{125}I					$1.2 \cdot 10^{8}$
^{126}I					$2.4 \cdot 10^{6}$
^{131}I	$8.8 \cdot 10^{6}$		$9.0 \cdot 10^{8}$	$7.9 \cdot 10^{7}$	$1.2 \cdot 10^{8}$
^{133}I	$4.7 \cdot 10^{7}$				

Tabelle 1e: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2002. (Fortsetzung)

Nuklid β/γ-Aerosole	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	**Gösgen**	**Leibstadt**	**Mühleberg**	**PSI**
^{7}Be					$2.9\cdot10^{5}$
^{24}Na					$4.7\cdot10^{6}$
^{38}S					$3.0\cdot10^{9}$
^{38}Cl					$1.1\cdot10^{11}$
^{39}Cl					$3.2\cdot10^{10}$
^{51}Cr					
^{54}Mn				$1.5\cdot10^{4}$	
^{57}Co					
^{58}Co	$3.7\cdot10^{5}$			$2.7\cdot10^{4}$	
^{60}Co	$4.6\cdot10^{4}$	$1.5\cdot10^{5}$	$3.6\cdot10^{4}$	$1.2\cdot10^{6}$	$1.9\cdot10^{6}$
^{65}Zn				$1.2\cdot10^{5}$	$3.2\cdot10^{7}$
^{69}Ge					
^{74}As					
^{75}Se					$1.5\cdot10^{6}$
^{76}Br					$9.3\cdot10^{6}$
^{77}Br					$1.3\cdot10^{7}$
^{82}Br					$5.4\cdot10^{8}$
^{90}Sr					
^{99m}Tc					$1.1\cdot10^{9}$
^{106}Ru/Rh					
^{108m}Ag					$2.0\cdot10^{5}$
^{110m}Ag					$5.4\cdot10^{7}$
^{123m}Te					$8.2\cdot10^{5}$
^{125m}Te					$3.5\cdot10^{7}$
^{124}Sb					$2.1\cdot10^{6}$
^{125}Sb	$3.5\cdot10^{5}$				$6.1\cdot10^{6}$
^{131}I			$4.5\cdot10^{7}$	$8.2\cdot10^{5}$	
^{134}Cs					$6.2\cdot10^{5}$
^{137}Cs	$1.2\cdot10^{5}$			$2.1\cdot10^{6}$	$3.3\cdot10^{7}$
^{140}Ba			$1.7\cdot10^{7}$	$6.6\cdot10^{6}$	
^{140}La			$1.4\cdot10^{7}$		
^{141}Ce			$4.8\cdot10^{4}$		
^{181}Re					$6.2\cdot10^{7}$
^{182}Re					$1.5\cdot10^{8}$
^{183}Re					
^{182}Os					$1.9\cdot10^{8}$
^{183}Os					$1.7\cdot10^{8}$
^{183m}Os					$2.9\cdot10^{8}$
^{185}Os					$1.3\cdot10^{7}$
^{191}Os					
^{192}Au					$1.5\cdot10^{9}$
^{193}Au					$3.6\cdot10^{8}$
^{192}Hg					$8.3\cdot10^{8}$
^{193m}Hg					$2.1\cdot10^{8}$
^{195}Hg					$1.7\cdot10^{9}$
^{195m}Hg					$9.1\cdot10^{7}$
^{197m}Hg					$1.1\cdot10^{8}$
^{203}Hg					$4.6\cdot10^{6}$
α-Aerosole	$<1\cdot10^{5}$	$5{,}8\cdot10^{4}$	$6{,}5\cdot10^{4}$	$1{,}3\cdot10^{5}$	
^{210}Po					$4.9\cdot10^{6}$

Fussnoten der Tabellen 1a-e

1) **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden für die Kernkraftwerke so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) unter 0,2 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2000 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 PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. $\pm$ 50 %. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden von der HSK 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 HSK-Richtlinie R-41 angegebenen Modellen und Parametern ermittelt.
Dosiswerte kleiner als 0.001 mSv - entsprechend einer Dosis, die durch natürliche externe Strahlung in ca. zehn Stunden akkumuliert wird - werden in der Regel nicht angegeben. Beim PSI wird die Jahresdosis der Gesamtanlage als Summe über die Abgabestellen gebildet.

4) Bei der **Art der Abgaben** resp. den **Tatsächlichen Abgaben** ist folgendes zu präzisieren:
Abwasser: Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-LE-Wert von 200 Bq/kg angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein LE-Wert von 200 Bq/kg entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Ingestions-Dosisfaktor von $5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq. Die unnormierte Summe der Abwasserabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.
Edelgase: Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^{5}$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^{5}$ Bq/m^3 entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m^3). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.
Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β-total-Messung durchgeführt (siehe den Wert in Klammern); für die Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ^{133}Xe, 10% ^{135}Xe und 10% ^{88}Kr angenommen.
Gase: Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ^{11}C, ^{13}N, ^{15}O und ^{41}Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.
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 demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.
Iod: Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von ^{131}I limitiert; somit ist bei den tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe als ^{131}Iod-Aequivalent durch gewichtete Summation der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ^{131}I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen. Für die Berechnung der Jahresdosis werden hingegen immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von ^{133}I berücksichtigt.
Kohlenstoff ^{14}C: In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des ^{14}C, der für die Dosis relevante ist, angegeben. Die für ^{14}C angegebenen Werte basieren beim KKG und KKL auf aktuellen Messungen, beim KKB und KKM auf Literaturangaben und in früheren Jahren durchgeführten Messungen.

8. Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

(Zusammenfassung)

F. Cartier, A. Leupin
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit Abwasser und Abluft lagen im Jahr 2002 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul-Scherrer-Institut (PSI) und das am gleichen Standort domizilierte Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben errechnete Strahlenexposition ist selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes von 0,2 mSv pro Jahr.

*Die externe Strahlung ist mit dem **M**essnetz zur **a**utomatischen **D**osisleistungsüberwachung in der **U**mgebung der **K**ernkraftwerke (MADUK) ständig überwacht worden. Um das KKB, ZZL und das PSI sind 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungs-Messonden bis zu einem Abstand von bis zu ca. 5 km im Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale übertragen und automatisch analysiert. Gegebenenfalls werden Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich signalisiert und automatisch dem HSK-Pikett gemeldet. Die im Berichtsjahr erkannten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen oder Ausfälle liessen sich mit in der Nähe der MADUK-Sonden durchgeführten Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden, mit Defekten bei der Sondenelektronik resp.Umbauten an MADUK-Sonden erklären.*

Im Rahmen des permanenten Probenahme- und Messprogrammes für Immission wurden die wichtigsten Expositionspfade radioaktiver Stoffe in der Umgebung überwacht.

Bei den luftgetragenen Stoffen können die gemessenen künstlichen Radionuklide im allgemeinen mit den Atomwaffentests (^{90}Sr und ^{137}Cs) oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl (^{137}Cs) in Verbindung gebracht werden. Die langjährige Messreihe der UNI-Bern von ^{14}C in Baumblättern der Umgebung der Siedewasserreaktoren wurde fortgesetzt.

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radionukliden, wie ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{60}Co und ^{134}Cs, welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen; zudem wurde auch Tritium und ^{137}Cs festgestellt (vgl. 4.3).

Im April wurden im Rhein unterhalb von Basel im Monatsmittel Tritium-Konzentrationen von rund 9 Bq/l gemessen. Oberhalb des Zuflusses der Aare lag die Tritium-Aktivität bei rund 3 Bq/l. Zur gleichen Zeit zeigten die Messtellen oberhalb und unterhalb von KKL, KKB und PSI 6 bis 9 Bq/l und unterhalb von KKG an zwei Wochenproben 15 Bq/l. Die Druckwasserreaktoren geben im Rahmen der bewilligten Limiten während des normalen jährlichen Betriebszykluses vor der Jahresrevision vermehrt Tritium mit dem Abwasser ab; im April stammte rund 80% aus dem KKG. Die in Aare und Rhein gemessenen Tritium-Konzentrationen sind somit durch Abgaben aus Druckwasserreaktoren zu erklären. Radiologisch sind die festgestellten Tritiumkonzentrationen im Flusswasser unbedeutend. Sie liegen weit unterhalb des Immissionsgrenzwertes nach Artikel 102, Absatz 2 der StSV von 12'000 Bq/kg Tritium.

In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf erhöhte Abgaben im Betrieb der schweizerischen Kernanlagen schliessen lassen.

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

K. Friedrich-Bénet, P. Froidevaux, T. Schmittler, F.Barraud, J.-F. Valley
Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

Pour assurer une surveillance de la radioactivité de l'environnement en Suisse, les activités du plutonium et de l'américium ont été mesurées dans le sol, les filtres à air, dans l'eau et les sédiments. L'activité du sol (0 - 5 cm) en $^{239/240}$Pu est comprise entre 0.2 et 1.8 Bq/kg de masse sèche (MS). L'activité du ^{238}Pu est environ 35 fois plus petite. Les analyses ont déterminé que l'activité en américium est comprise entre 0.08 et 0.72 Bq/kg de masse sèche, ce qui représente environ 0.4 fois l'activité en $^{239/240}$Pu. Ces rapports isotopiques ont clairement identifié l'origine de la présence de ces radioéléments en Suisse. Ils proviennent des retombées des essais d'armes atomiques entrepris dans les années soixante. Afin de décrire le transfert du plutonium et de l'américium dans un sol très calcaire, prélevé dans le Jura, deux profils de sol (St-Cergue et col de Givrine) ont été analysés. Dans ces sols non-cultivés, mais utilisés pour la pâture, les activités en $^{239/240}$Pu et en ^{241}Am décroissent avec la profondeur analysée. Les sédiments collectés en aval des centrales nucléaires suisses montrent un rapport d'activité du ^{238}Pu/ $^{239/249}$Pu d'environ 0.031. Dans les eaux de rivières et de pluie, l'activité en plutonium ne dépasse pas 3.4 mBq/m^3. Les valeurs d'activité en ^{238}Pu déterminées dans les filtres à air de Fribourg et Klingnau sont respectivement de 0.9 et 0.5 nBq/m^3. L'activité en ^{241}Am dans les filtres à air au site de Weissfluhjoch montre une augmentation depuis l'année 2000. Les activités mesurées sont très faibles, mais montrent l'utilisation de plutonium et d'américium dans l'industrie européenne (énergie nucléaire, médecine, industrie de construction, etc...)

7.2.1 Introduction

Le plutonium est un élément artificiel qui a été émis dans l'atmosphère par l'homme. On compte qu'environ 6 t de plutonium artificiel ont été déposés dans l'environnement depuis les années cinquante. L'américium est généré principalement par la désintégration β du ^{241}Pu. Il a été introduit d'une façon non uniforme dans l'hémisphère nord et sud suite aux tests d'armes atomiques, à l'utilisation de l'énergie nucléaire et aux accidents (Sellafield, Mayak, Palomares, Chernobyl). L'importance de la surveillance des ces deux radioéléments dans l'environnement se justifie par leur radiotoxicité et leur longévité dans les systèmes biologiques.

Tableau 1: Caractéristiques physiques du plutonium et de l'américium

Isotope	Période [ans]	émission
^{239}Pu	24131	Particule α
^{240}Pu	6569	Particule α
^{238}Pu	87.8	Particule α
^{241}Pu	14.35	Particule β
^{241}Am	482	Particule α et rayonnement γ

Le but de ce travail est 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. Pour cela, des sols, des sédiments, de l'eau et des filtres à air ont été analysés. Deux profils de sols ont été déterminés sur un site de St-Cergue (profondeur 40 cm) et au col de la Givrine (profondeur 20 cm).

7.2.2 Méthode

La méthode de séparation chimique utilisée en 2002 a été développée à partir de la méthode de EML (Environmental Mesurement Laboratory, DOE, USA) et adaptée à l'utilisation de la digestion micro-onde d'échantillons. Elle consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur résines Dowex AG 1x2, TRU et TEVA et à électrodéposer les actinides sur disque d'acier [1]. Les sources sont ensuite mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La méthode a été testée lors d'intercomparaisons organisées par l'AIEA et PROCORAD [2].

7.2.3 Plutonium et américium dans le sol, les sédiments, l'eau et l'air

Plutonium et américium dans les sols

Les échantillons de sols ont été analysés selon le plan de prélèvement 2002 de l'OFSP pour déterminer leur activité en plutonium et en américium, exprimée en Bq/kg de matière sèche. Les résultats sont présentés dans le Tableau 2.

Tableau 2: Plutonium et américium dans le sol en 2002 en Bq/kg mat. sèche (couche de 0-5 cm ou spécifiée)

Lieu	$^{239/240}$Pu	^{241}Am	Rapport ^{238}Pu/$^{239/240}$Pu	Rapport ^{241}Am/$^{239/240}$Pu
Centrales nucléaires				
Mühleberg (BE)	0.18±0.012	0.082±0.01	0.027±0.01	0.45±0.01
Gösgen (SO)	0.27±0.02	0.13±0.02	^{238}Pu < LD	0.48±0.05
Leibstadt (AG); 0-5 cm	0.21±0.02	0.077±0.008	0.034±0.014	0.37±0.04
Leibstadt (AG); 5-10 cm	0.23±0.02	0.096±0.012	0.046±0.014	0.43±0.06
Beznau (AG); 0-5 cm	0.18±0.04	0.075±0.008	^{238}Pu < LD	0.41±0.06
Beznau (AG); 5-10 cm	0.434±0.004	0.188±0.007	0.027±0.01	0.43±0.04
Sites en plaines:				
Fahrni (BE)	0.523±0.06	0.202±0.024	^{238}Pu < LD	0.37±0.06
Arenenberg (TG)	0.18±0.012	0.075±0.01	0.026±0.01	0.42±0.04
Sessa (TI)	0.53±0.03	0.2±0.02	0.02±0.006	0.38±0.05
Rodi-Fiesso (TI)	0.37±0.03	0.16±0.03	0.023±0.01	0.44±0.01
CERN (GE)	0.19±0.04	0.088±0.02	0.028±0.016	0.46±0.08
PSI OASE (AG)	0.31±0.04	0.141±0.016	0.036±0.012	0.45±0.06
Zwilag ZZL (AG)	0.18±0.05	0.076±0.01	^{238}Pu < LD	0.43±0.08
Coire (GR)	0.48±0.08	0.18±0.02	^{238}Pu < LD	0.39±0.07
Déposition sèche:				
Ferme du Château de l'Isle (poussière sur poutre)	1.76±0.06	0.72±0.05	0.019±0.002	0.41±0.03
Sites en altitude:				
Diesse (BE)	0.462±0.02	0.172±0.02	0.027±0.006	0.37±0.05
Gimmelwald (BE)	0.84±0.04	0.34±0.03	0.029±0.007	0.4±0.04
Allmendhübel (BE)	0.903±0.037	0.34±0.03	0.019±0.004	0.37±0.04
Davos (GR)	1.14±0.08	0.43±0.03	0.03±0.012	0.38±0.04
Studen (SZ)	0.93-2.07	0.33-0.79	0.028±0.006	0.39±0.03
Intragna (TI)	0.98±0.1	0.46±0.02	0.027±0.008	0.47±0.08
Grangeneuve (FR)	0.26±0.02	0.098±0.01	0.032±0.028	0.37±0.05
Profils de sol:				
St-Cergue (VD), 0-5 cm	1.34±0.05	0.57±0.04	0.021±0.004	0.42±0.05
St-Cergue (VD), 5-10 cm	1.39±0.07	0.55±0.06	0.031±0.006	0.4±0.05
St-Cergue (VD), 10-20 cm	0.66±0.03	0.12±0.02	0.027±0.006	0.2±0.04
St-Cergue (VD), 20-30 cm	0.53±0.02	0.16±0.04	0.033±0.006	0.3±0.1
St-Cergue (VD), 30-40 cm	0.174±0.01	0.086±0.012	^{238}Pu < LD	0.49±0.1
Col de Givrine (VD), 0-5 cm	1.5±0.06	0.55±0.07	0.026±0.004	0.37±0.05
Col de Givrine (VD), 5-10 cm	1.4±0.06	0.57±0.04	0.028±0.006	0.42±0.04
Col de Givrine (VD), 10-20 cm	0.64±0.07	0.33±0.02	0.027±0.006	0.51±0.05
Moyennes suisses	--	--	0.028±0.009 (n = 23)	0.41±0.05 (n = 29)

Les intervalles d'incertitude sur les rapports sont reportés en 2σ, correspondant à un intervalle de confiance de 95%
LD = limite de détection.

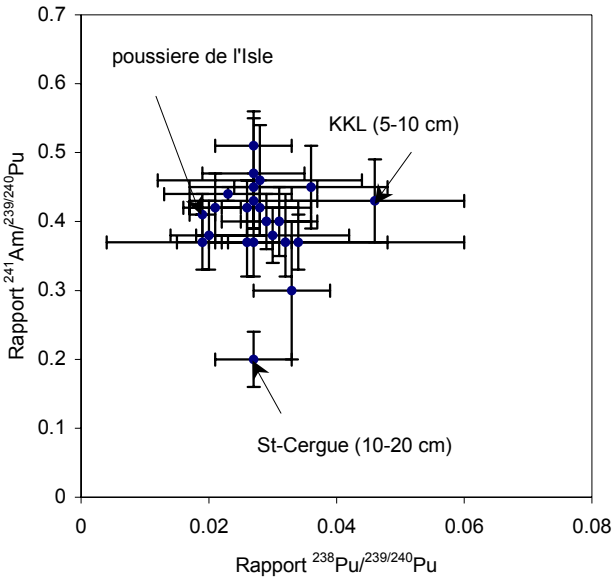


Fig. 1: Analyse multi-variables des échantillons de sol mesurés pour les radioéléments ^{238}Pu, $^{239/240}Pu$ et ^{241}Am, en 2002. Les barres d'incertitude sur les rapports sont reportées en 2σ, correspondent à un intervalle de confiance de 95%.

La figure 1 illustre les activités en ^{238}Pu, en $^{239/240}Pu$ et en ^{241}Am. L'analyse multi-variables montre que tous les échantillons sont centrés autour d'une valeur (0.41; 0.028). Avec ces données on peut attribuer la contamination du sol suisse aux essais nucléaires réalisés dans les années soixante. Deux mesures (KKL, 5 - 10 cm et St-Cergue, 10 - 20 cm) ont donné des résultats légèrement différents de ceux attendus mais les mesures KKL dans la couche 5 - 10 cm et St-Cergue à d'autres profondeurs ont confirmé qu'une contamination n'était pas présente dans ces échantillons.

En général on peut conclure que les sites en altitude ont été plus touchés par les dépositions radioactives que les sites en plaine. L'Italie centrale montre une déposition massique de radioéléments ($^{239/240}Pu$ = 0.72 ± 0.46 Bq/kg, ^{238}Pu = 0.023 ± 0.014 Bq/kg et ^{241}Am = 0.241 ± 0.165 Bq/kg) comparable aux sites suisses d'altitude [3]. Les rapports isotopiques pour le sol suisse correspondent tout a fait aux rapports isotopiques déterminés par Michel et al. [4] pour la région de Cumbria en Angleterre ($^{238}Pu/^{239/240}Pu$ = 0.04 et $^{241}Am/^{239/240}Pu$ = 0.37). Dans la même région, mais en aval de la centrale de retraitement de Sellafield, Coppelstone et al. [5] ont déterminé une contamination du sol mille fois plus élevée qu'en Suisse. Dans ce cas là, il s'agit d'une réelle contamination due à la présence d'un site nucléaire.

Poussière de l'Isle

La déposition sèche des radioéléments plutonium et américium a été étudiée en analysant la poussière.

Cette poussière provient d'une poutre de la ferme du château de l'Isle (Canton de Vaud) en profitant de travaux de rénovations sur un endroit non perturbé depuis 250 ans. Elle a été prélevée sur une surface de 20 x 40 cm. L'analyse a été entreprise afin de déterminer l'origine de la déposition sèche sur cette poutre. Aucune précipitation n'a pu perturber la déposition comme c'est le cas pour les échantillons de sol. Le rapport isotopique $^{238}Pu/^{239/240}$ Pu est inférieur à celui mesuré sur les échantillons de sol (Tableau 2). Ceci indique que les dépositions rapides (quelques jours: Chernobyl ou quelques semaines: satellite SNAP-9A) ne sont pas perceptibles sur cet échantillon. Le rapport $^{238}Pu/^{239/240}Pu$ de 0.019 ± 0.002 indique que l'origine de cette déposition vient uniquement des bombes atomiques testées dans les années soixante (déposition dans l'atmosphère sur plusieurs années), sans contribution de la déposition du satellite SNAP-9A, qui a presque doublé l'inventaire en ^{238}Pu dans l'hémisphère nord. Le rapport $^{241}Am/^{239/240}Pu$ de 0.41 ± 0.03 confirme la provenance de cette déposition dont la valeur est de 5.4 ± 0.2 Bq/m^2 en $^{239/240}Pu$ et de 2.2 ± 0.1 Bq/m^2 en ^{241}Am. On constate donc que la déposition sèche sur les poutres de la ferme de l'Isle ne représente qu'une petite fraction de la déposition totale sur le sol avoisinant (entre 100 et 300 Bq/m^2).

Plutonium et américium dans les sédiments et dans l'eau

Un moyen simple pour déterminer l'impact d'une centrale nucléaire sur l'environnement est l'analyse des sédiments de surface en aval de cette installation, qui nécessite toujours de l'eau pour son refroidissement.

Lors des mesures effectuées en 2002 sur ces sédiments (Tableau 3), aucune contamination n'a pu être détectée. Les activités déterminées sont plus faibles que les valeurs moyennes européennes, qui sont situées autour de 0.5 Bq/kg pour le plutonium et l'américium dans les sédiments [6]. Le rapport moyen suisse des sédiments $^{238}Pu/^{239/240}Pu$ est de 0.032 ± 0.01, une valeur très proche de celle déterminée pour le sol en Suisse. Cette valeur ne reflète aucune contamination due aux centrales nucléaires, mais caractérise des contaminations dues aux tests nucléaires des années soixante.

Tableau 3: Concentration [Bq/kg] en plutonium et en américium dans les sédiments et dans l'eau en 2002

Emplacement	Période de prélèvement	Activité [Bq/kg]		
		$^{239/240}$Pu	Rapport ^{238}Pu/$^{239/240}$Pu	
Aval de Mühleberg : Hagneck (sédiment)	20.12.01-23.01.02	0.1 ± 0.01	0.027 ± 0.01	
Aval de Gösgen : Lac de Klingnau (sédiment)	26.03.-23.04.02	0.155 ± 0.01	0.033 ± 0.01	
Aval de Leibstadt : Pratteln (sédiment)	23.04.-29.05.02	0.078 ± 0.008	0.034 ± 0.01	
		Activité [mBq/m^3]		
		$^{239/240}$Pu	Rapport ^{238}Pu/$^{239/240}$Pu	^{241}Am
Fribourg (eau de pluie)	2002	3.0 ± 0.6	^{238}Pu < 0 .2 mBq/m^3	
Genève (Chancy : eau du Rhône)	2002	1.6 ± 0.3	^{238}Pu < 0 .2 mBq/m^3	
Mühleberg (eau de pluie)	2002	3.4 ± 0.6	^{238}Pu < 0.2 mBq/m^3	
Pratteln (eau du Rhin)	2002	11.0 ± 1.0	^{238}Pu < 0 .2 mBq/m^3	3.0 ± 0.1

Le plan de surveillance de la radioactivité prévoit aussi des contrôles des eaux de rivière et de pluie. Deux eaux de pluie (Fribourg et Mühleberg) et deux eaux de rivière (Genève: eau du Rhône et Pratteln: eau du Rhin) ont donc été analysées. La méthode consiste à pré-concentrer l'échantillon par une précipitation d'hydroxydes de fer sur des prélèvements mensuels ou à évaporer des fractions prélevées chaque semaine sur toute l'année (150 L).

L'activité dans les eaux de pluie est due à la resuspension de particules de sol sur lesquelles les actinides sont adsorbés. Dans l'eau des fleuves, l'activité représente des actinides en suspension dans la partie sédimentaire ou associés aux colloïdes organiques. Les activités en $^{239/240}$Pu des eaux de pluie sont proches de celles obtenues par Montero et al. [7] (2 à 20 mBq/m^3) pour une région du sud-ouest de l'Espagne.

^{238}Pu, $^{239/2240}$Pu et ^{241}Am dans l'air

Les activités en plutonium et américium dans l'air ont été déterminées pour surveiller la resuspension de ces radioéléments. Les filtres à air ont été analysés pour deux sites en plaine (Mühleberg et Fribourg), pour un site en montagne (Weissfluhjoch) et sur le site de Klingnau. La durée du prélèvement s'étend sur une période d'une année, parce que l'activité de ces radioéléments dans l'air est très faible. Les résultats (Tableau 4 et figure 2) montrent que l'activité en $^{239/240}$Pu et en ^{238}Pu est très faible, mais dépasse la limite de détection. Les valeurs pour ^{238}Pu et $^{239/240}$Pu sont en bon accord avec les valeurs mesurées ($^{239/240}$Pu = 0.53 à 8.1 nBq/m^3 et ^{238}Pu = 0.063 à 0.95 nBq/m^3) au sud d'Allemagne par Rosner et Winkler [8].

Tableau 4: Concentration en plutonium et américium dans l'air en 2002

Emplacement	Activité [nBq/m^3]		
	$^{239/249}$Pu	^{238}Pu	^{241}Am
Fribourg	1.5 ± 0.3	0.9 ± 0.2	4.7 ± 0.4
Weissfluhjoch	1.0 ± 0.3	0.07	242 ± 4.0
Beznau (Klingnau)	0.54 ± 0.08	0.5 ± 0.08	0.53 ± 0.08
Mühleberg	0.5 ± 0.1	0.07	

Pour l'activité de l'américium au site de Weissfluhjoch, on constate une augmentation depuis l'année 2000. Cette augmentation a probablement une origine industrielle (incinération des détecteurs de fumée), parce qu'une contamination suite à un problème dans une centrale nucléaire devrait provoquer aussi une augmentation en plutonium, ce qui n'est pas observé. Le site de prélèvement de Weissfluhjoch se situant à environ 30 km d'une station d'incinération des déchets, on soupçonne que cette station a peut-être brûlé des détecteurs de fumée. Pour vérifier cette hypothèse nous envisageons des prélèvements dans cette station d'incinération. L'évolution de l'activité du ^{241}Am dans l'air sera suivie très soigneusement, afin de déterminer l'origine de l'augmentation observée.

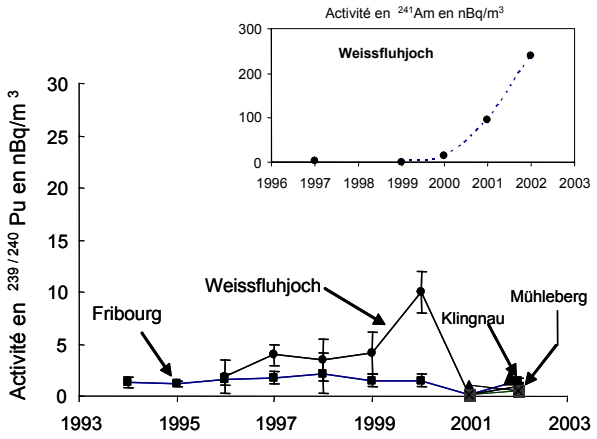


Fig. 2: Activité en $^{239/240}$Pu et en ^{241}Am des filtres à air en plaine et en montagne. Les barres d'incertitudes sur les valeurs sont reportées en 2σ, correspondant à un intervalle de confiance de 95%.

7.2.4 Profils de sols du Jura

Profil d'activité au site de St-Cergue

Deux profils de sol dans le Jura vaudois (St-Cergue: 1041 m et Col de Givrine:1228 m) ont été analysés afin de déterminer la déposition atmosphérique en $^{238,239/240}$Pu et ^{241}Am et leur migration dans le sol. Le profil de St-Cergue a été mesuré jusqu'à une profondeur de 40 cm, celui du Col de la Givrine jusqu'à 20 cm, parce que le sol est très rocheux et un prélèvement plus profond n'est pas possible. Les valeurs des dépositions surfaciques sont 310 ± 15 Bq/m^2 en $^{239/240}$Pu et de 120±10 Bq/m^2 en ^{241}Am. Ces valeurs confirment une déposition des radionucléides due aux retombées des années soixante (r ^{241}Am/$^{239/249}$Pu = 0.39). Le Jura montre une valeur plus élevée de la déposition de plutonium et d'américium par rapport aux sites en plaine pour lesquels une valeur moyenne de la déposition de plutonium de 70 Bq/m^2 a été déterminée.

Les résultats des ces deux études se trouvent dans le tableau 2 et sont représentés dans les figures 3 et 4.

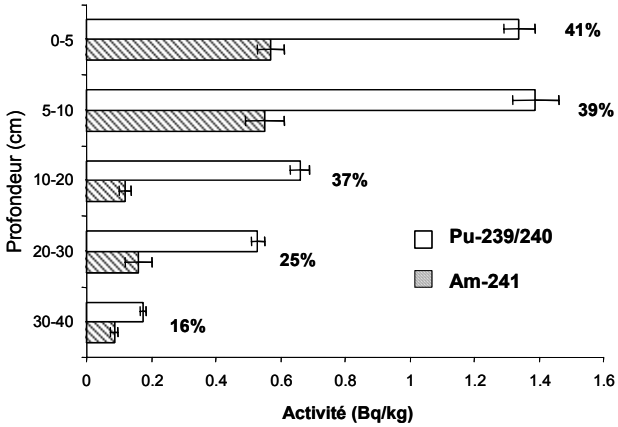


Fig. 3: Profil de St-Cergue : activité en plutonium et en américium en fonction de la profondeur. Les % indiquent le contenu en matière organique

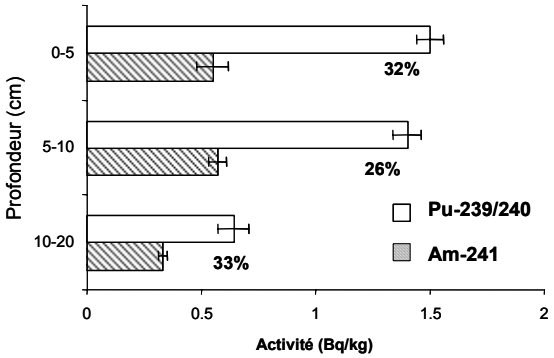


Fig. 4: Profil du Col de la Givrine: activité en plutonium et en américium en fonction de la profondeur. Les % indiquent le contenu en matière organique.

Dans la figure 3 on constate que la concentration de l'activité ne dépend pas simplement de la profondeur mais aussi de la matière organique qui se trouve dans le sol [9]. La spéciation des radioéléments dépendant fortement des propriétés physico-chimiques du sol (pH, Eh, etc), la quantité de matière organique affecte la rétention et la migration des radioéléments dans l'environnement. Lee et Lee [9] ont analysé deux profils de sol (jusqu'à 20 cm) avec des quantités différentes de matière organique et observé les faits suivants : le sol volcanique contient environ 4 fois plus de matière organique et les concentrations d'activité déterminées sont aussi 4 fois plus élevées par rapport à un sol non volcanique. Ceci confirme l'influence de la matière organique sur la rétention et la migration des radioéléments. Le sol prélevé dans notre

étude est un sol non cultivé mais utilisé pour la pâture. Les radioéléments ne migrent pas très profondément dans ce type de sol et la presque totalité de l'activité se trouve dans les premiers 20 cm. La forte teneur en matière organique de l'horizon supérieur de ces sols est certainement responsable de la rétention du plutonium et de l'américium.

7.2.5 Conclusions

La mesure des activités en $^{239/240}$Pu, ^{238}Pu et ^{241}Am a été effectuée sur les échantillons présentés dans ce rapport. L'utilisation d'une analyse multi-variable permet de détecter d' éventuelles contaminations par des radioéléments, mais toutes les valeurs obtenues se groupent autour d'une valeur moyenne suisse:

- r (^{238}Pu/$^{239/240}$Pu) = 0.028±0.009

et

- r(^{241}Am/$^{239/240}$Pu) = 0.41±0.05

Les activités mesurées sont dues aux essais nucléaires des années soixante. L'analyse des filtres à air de Weissfluhjoch a permis de détecter une augmentation d' ^{241}Am dont l'origine est pour le moment encore incertaine mais probablement due à l'incinération de détecteurs d'incendie. Une étude plus approfondie est envisagée. L'analyse de deux profils de sol du Jura vaudois montre que le plutonium et l'américium ne migrent pas très profondément dans le sol de montagne à forte teneur organique. La presque totalité de l'activité se trouve dans les 20 premiers centimètres.

7.2.6 Bibliographie

[1] Froidevaux, P., Geering, J.-J., Valley, J.-F., Plutonium and Americium in the Swiss Environment, Eichrom's users group meeting, Paris, 7th December 1998.

[2] PROCORAD, Association for the Promotion of Quality Control of Analses in Medical Radiobiology, Commisariat à l'Energie Atomique (CEA), Bureau du Conseiller Medical DRHRS/CM, 31-33 rue de la Fédération, 75752 Paris CEDEX 15 France.

[3] Jia, G, Testa, C., Desideri, D, Guerra, F., Meli, M.A., Roselli, C., Belli, M.E., **1999**, *Health Phys.*, 77, 52-61.

[4] Michel, H., Barci-Funel, G., Dalmasso, J., Ardisson, G., Appleby, P.G., Haworth, E., El-Daoushy, F., **2002**, *J. Environ. Radioactivity.*, 59, 127-137.

[5] Coppelstone, D. Johnson, M.S., Jones, S.R., 2001, *J. Environ. Radioactivity.*, 55, 93-108.

[6] Warwick, P.E., Croudance, I.W., **2001**, Oh, J.-S., Anal. Chem., 73, 3410-3416.

[7] Montero, M.P., Sanchez, A.M., **2001**, *Appl. Rad.Isot.*, 55, 97-102.

[8] Rosner, G., Winkler, R., **2001**, *The Sci Tot. Environ.*, 273, 11-25.

[9] Lee, M.H., Lee, C.W., **2001**, *J. Environ. Radioactivity.*, 46, 253-262.

7. Messungen von Spezialnukliden

7.1. Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85

Th. Stocker, H. Loosli, R. Fischer, M. Möll, U. Schotterer und H. Bürki
Abt. Klima und Umweltphysik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 BERN

F. Cartier und J. Löhle
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 VILLIGEN-HSK

W. Weiss und H. Sartorius
Institut für Atmosphärische Radioaktivität, BfS, Rosastrasse 9, D-79098 FREIBURG IM BREISGAU

J. Eikenberg
Paul Scherrer Institut, 5232 VILLINGEN-PSI

Zusammenfassung

Die Δ^{14}C-Bestimmungen in Baumblättern aus der Umgebung der Kernanlagen ergaben in den beiden Berichtsjahren 2001 und 2002 ähnliche Erhöhungen wie in früheren Jahren: relativ zur Referenzstation waren die Δ^{14}C-Werte [1)] in der Umgebung der beiden Siedewasserreaktoren um 40 bis 240 ‰ erhöht. In der Umgebung von KKB und PSI/ZWILAG stimmen die Δ^{14}C-Werte innerhalb der Messunsicherheit mit denjenigen der Referenzstation überein. Auch in der Umgebung des Verbrennungsofens RSMVA der Firma VALOREC AG zeigten sich keine erhöhten Δ^{14}C-Werte, weil die ^{14}C-haltigen Abfälle nur noch nachts verbrannt werden. Dagegen deuten erhöhte ^{14}C-Werte im ehemaligen SANDOZ Areal und im Bereich der ROCHE je auf eine lokale Emissionsquelle hin (Maximalwert:330 ‰). Eine zusätzliche ^{14}C-Aktivität von 100 ‰ führt zu einer hypothetischen maximalen (effektiven) Dosis von ca. 1μSv/Jahr. Dies fällt gegenüber den Variationen der natürlichen Strahlendosen, und insbesondere denjenigen verursacht durch Radon, nicht ins Gewicht. Die ^{85}Kr-Aktivität in der Troposphäre zeigt in den beiden Berichtsjahren immer noch eine steigende Tendenz, wie Wochenproben aus Luft vom Jungfraujoch ergaben.

7.1. Kohlenstoff-14

7.1.1 Referenzstation

Die Δ^{14}C-Konzentration in Buchenblättern an der Referenzstation auf dem Belpberg betrug im Jahr 2001 noch 85±3 ‰ (Fig.1). Eine Stichprobe von jungen Weisstannennadeln von der Referenzstation ergab 2001 ebenfalls eine Δ^{14}C-Konzentration von 85±3 ‰. Um nachzuweisen, dass beim Abwaschen (siehe Fig.14) keine ^{14}C-Aktivität eingeschleppt wird, wurden 4 Blattproben von der Referenzstation dem gleichen Waschvorgang unterzogen; sie ergaben im Mittel 84 ‰. Die δ^{13}C-Messung aller Blattproben ergab Werte zwischen - 32.4 und - 33.3 ‰, während die Tannadeln - 28.1 ‰ ergaben, je mit einem Messfehler von 0.2 ‰. Innerhalb 2 Standard-Abweichungen stimmen die niedrigsten Δ^{14}C Werte in der Umgebung des KKW Gösgen und der NOVARTIS in Basel (12 Proben) mit dem Wert der Referenzstation überein, was auf die gute Reproduzierbarkeit unserer ^{14}C-Messungen hinweist.

Im Jahre 2002 betrug die Δ^{14}C-Konzentration an der Referenzstation noch 80±1.3 ‰ (Mittelwert aus 4 Messungen). Innerhalb von 2 Standard-Abweichungen stimmen 8 Proben aus der Umgebung KKB und PSI und 9 Proben aus Basel damit überein. Die Abwaschprobe ergab 2002 einen Δ^{14}C-Wert von 74±1.8 ‰.

Die kontinuierliche Abnahme des atmosphärischen $^{14}CO_2$-Gehaltes ist darauf zurückzuführen, dass das atmosphärische CO_2 ständig mit dem CO_2 des globalen Ozeans im Austausch ist, so dass die durch die Kernwaffentests in den 60er Jahren pro-

[1)] Die Δ–Notation korrigiert mit Hilfe der gemessenen δ^{13}C-Werte die Isotopenfraktionierung durch die Pflanzen und gibt die relative ^{14}C-Aktivität der Probe (in ‰) an als Differenz zu einem zerfallskorrigierten Standard-Wert (Radiocarbon 19 (1977) 355).

duzierte zusätzliche ^{14}C-Aktivität langsam in die Ozeane verschwindet.

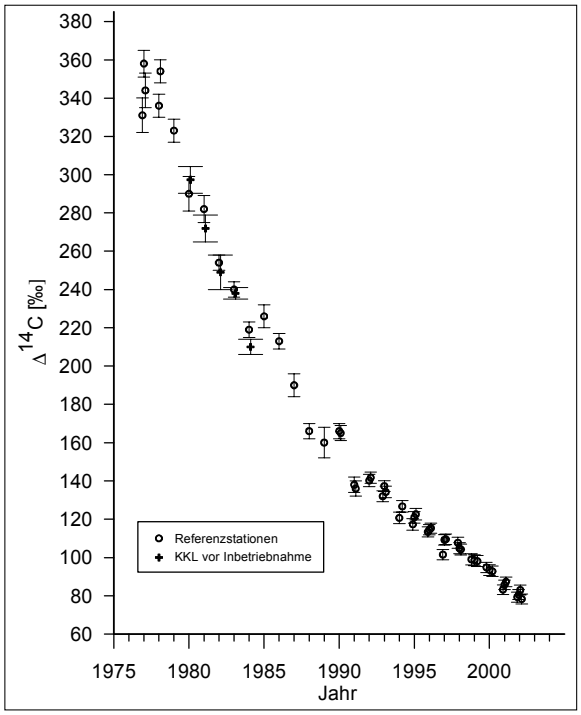


Fig. 1: $\Delta^{14}C$-Konzentrationen in Buchenblättern von den Referenzstationen

Die in den Figuren 2 bis 16 dargestellten Netto-Erhöhungen sind die Abweichungen zu den oben erwähnten +85 ‰ (2001) resp. +80 ‰ (2002) an der Referenzstation.

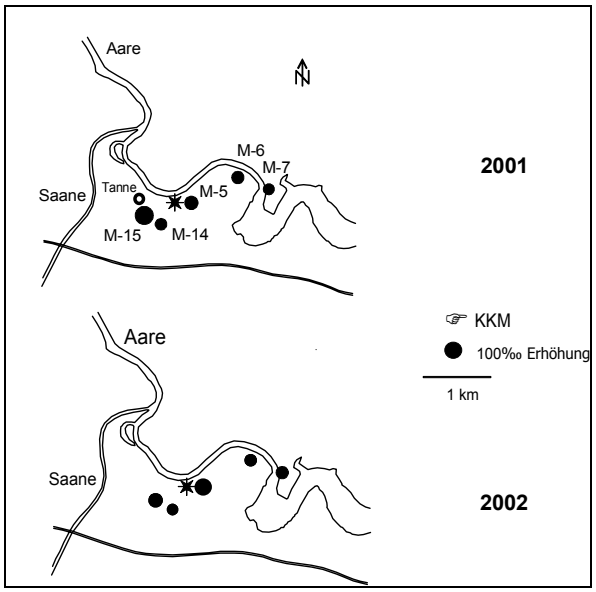


Fig. 2: Netto $\Delta^{14}C$ in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg. (Die Kreisflächen sind proportional zur gemessenen Netto-Erhöhung)

7.1.2 KKM

Das Langzeit-Überwachungsprogramm wurde in den beiden Hauptwindrichtungen an 5 Standorten fortgesetzt. Ufem Horn (ca. 75m nördlich vom Standort M-15) zeigten Rottannennadeln im Jahr 2001 eine $\Delta^{14}C$-Netto Erhöhung von 33 ‰, während die Buchenblätter am Standort M-15 113 ‰ ergaben. Am Standort M-7 stimmt die Erhöhung in Eichen- mit derjenigen in Hainbuchenblättern gut überein (41 resp. 43 ‰). Die Messfehler der Netto Erhöhung betragen je 3 bis 4 ‰.

Die Netto $\Delta^{14}C$-Erhöhungen waren in den beiden Berichtsjahren etwa gleich gross wie in früheren Jahren. Die von der HSK schon früher getroffenen Annahmen über Emissionsrate (6000 Bq/s) und Verdünnungsfaktor (10^{-6} s/m^3) sind damit innerhalb der Unsicherheiten bestätigt (vergl. BAG-Berichte 1999 und 2000). Diese Übereinstimmung der Messwerte mit den Modellwerten innerhalb etwa eines Faktors 2 ist für das verwendete einfache Gaussmodell und das hügelige Gelände um das KKW Mühleberg resp. bei der Unsicherheit der Emissionsrate zufriedenstellend.

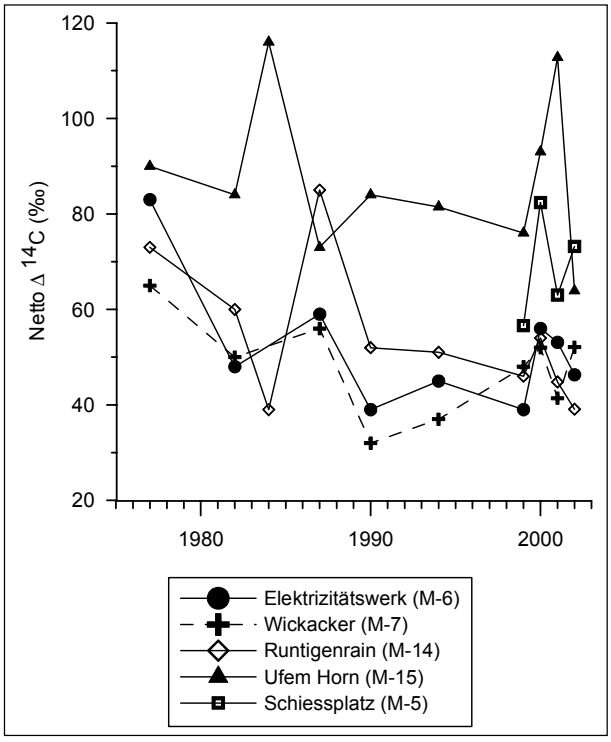


Fig. 3: Langzeitreihen an einigen Stichproben-Standorten in der Umgebung des KKM (Standorte: siehe Fig. 2)

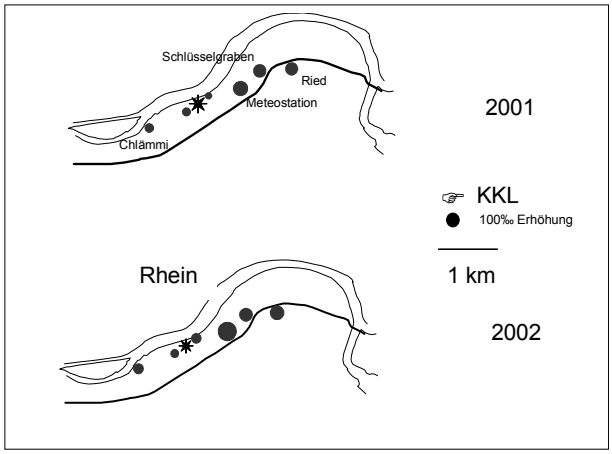


Fig. 4: Netto $\Delta^{14}C$ in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt. (Die Kreisflächen sind proportional zur gemessenen Netto-Erhöhung)

7.1.3 KKL

Das Langzeit-Überwachungsprogramm wurde in den beiden Hauptwindrichtungen an 6 Standorten fortgesetzt. Maximale Erhöhungen wurden in beiden Jahren in ca. 700 m in Nord-Östlicher Richtung am Standort „Meteostation" festgestellt. Sie betrugen im Jahre 2001 95 ‰ und im Jahre 2002 238 ‰ je mit einer statistischen Messunsicherheit von ca. 4 ‰. Bei der Interpretation der Netto $\Delta^{14}C$-Werte muss beachtet werden, dass vermutlich die zufälligen, lokalen Windverhältnisse während der Wachstumsperiode der Blätter für die grössten örtlichen und zeitlichen Variationen der Immissionen von Jahr zu Jahr verantwortlich sind.

Am höchsten waren die Netto $\Delta^{14}C$-Werte in den letzten Jahren immer in ca. 1 km Entfernung vom Emissionsort, wie dies von den Ausbreitungsmodellen auch vorausgesagt wird. Die höchsten Netto-Werte traten am Standort „Meteostation" auf und betrugen z.B. von 1998 bis 2002: 191 ‰, 225 ‰, 133 ‰, 95 ‰ und 238 ‰. In kleinerer Entfernung (z.B. am Standort Seel) waren die Erhöhungen geringer. Die relativ hohen Werte am Standort Meteostation in den Jahren 1999 und 2002 müssen kein Hinweis auf höhere Emissionen sein, sondern können auch mit kleinerer Verdünnung während der Wachstumsperiode erklärt werden. Die gemessenen Erhöhungen ergeben für Emissionsraten von 10^4 Bq/s während der Wachstumszeit einen Verdünnungsfaktor von $5x10^{-7}$ s/m^3 (vergl. BAG Bericht 1998).

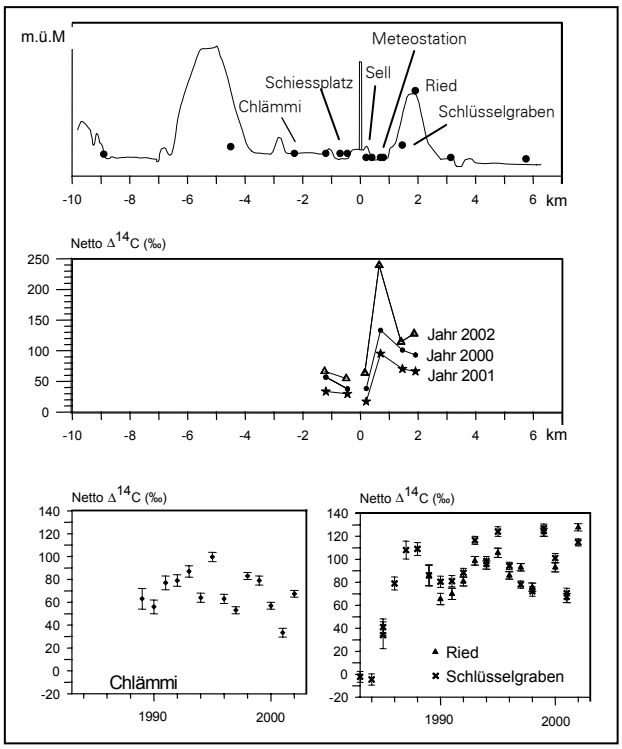


Fig. 5: Örtliche und zeitliche Abhängigkeit der Netto $\Delta^{14}C$-Werte in den beiden Hauptwindrichtungen des KKL

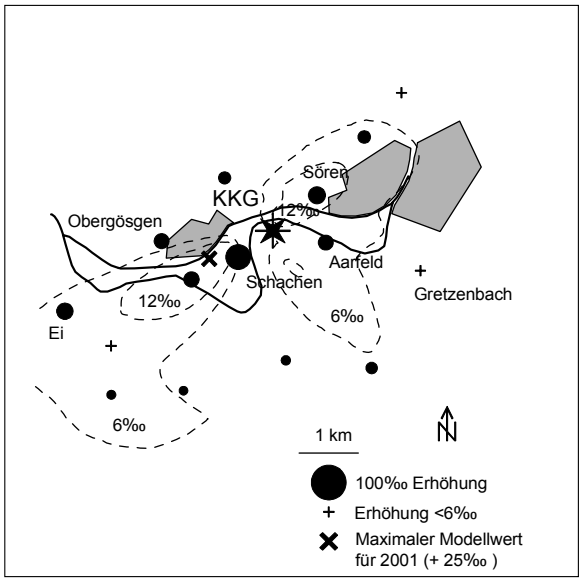


Fig. 6: Netto $\Delta^{14}C$-Werte in der Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen im Jahr 2001 und Vergleich mit Modellrechnungen der HSK

7.1.4 KKG

Da Stichproben von Baumblättern aus der Umgebung des KKG in den Jahren 1998 bis 2000 Netto-Erhöhungen von 50 bis 100 ‰ ergaben, d.h. von der gleichen Grössenordnung waren wie in der Umgebung der Siedewasserreaktoren KKM und

KKL, wurde im Jahr 2001 eine umfangreichere Messkampanie mit 15 Proben durchgeführt.
Der Vergleich der oben dargestellten Resultate mit den Konturen des Gaussmodells, das die Wachstumszeit vom 16.4. bis 14.5.2001 abdeckt, ergibt folgende Schlüsse:

Auch 2001 lag der grösste gemessene Netto-Wert bei 50 ‰ (Schachen).

Maximale Erhöhungen wurden wie in den früheren 3 Jahren an den Standorten Schachen und Sören gemessen, d.h. in ca. 1 km Entfernung vom Emissionsort.

Die früher als Zeitreihen beprobten Standorte Gretzenbach, Aarfeld und Obergösgen liegen offenbar ca. 30° neben der Hauptwindrichtung. Möglicherweise betrug die maximale Erhöhung auch schon vor 1998 50 bis 100 ‰ .

Der Vergleich der gemessenen Netto-Erhöhungen mit den Modellwerten bestätigt die frühere Vermutung, dass die Emissionen von ^{14}C in $^{14}CO_2$-Form grösser ist als die bisher angenommenen Schätzwerte. Beispielsweise führen die von der HSK angenommenen Emissionen von 3 kBq/s und der Verdünnungsfaktor von $3x10^{-7}$ s/m^3 auf eine maximale Erhöhung von nur 25 ‰. Auch an andern Standorten liegen die Netto-Messwerte ca. einen Faktor 2 über den Modellwerten.

Provisorische Messungen der ^{14}C-Emissionen im KKG bestätigen, dass die Emissionen grösser sind als 3 kBq/s; allerdings liegen vorerst nur Emissionsmessungen der totalen Aktivität vor, welche die CO_2- und CH_4-Form summieren (H. Weitze, persönliche Mitteilung).

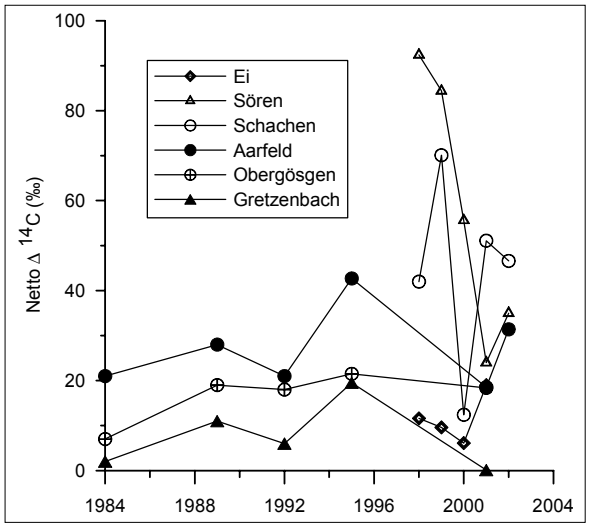


Fig. 7: Langzeitreihe der Netto $\Delta^{14}C$-Werte in der Umgebung des KKG (Standorte siehe Figur 6)

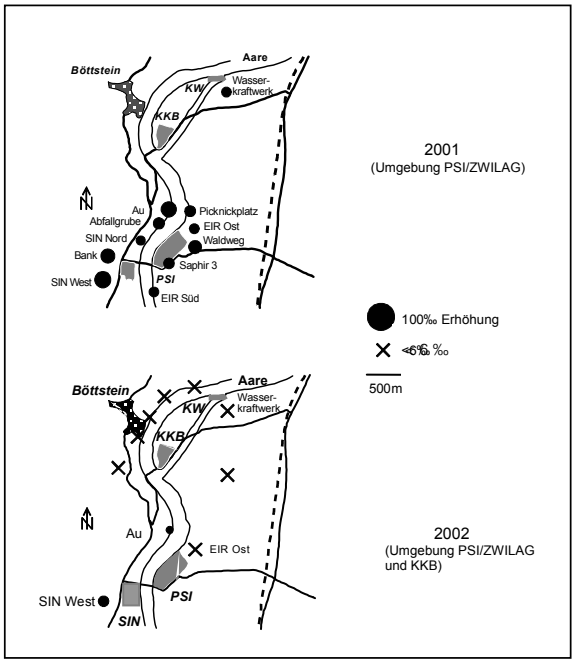


Fig. 8: Netto $\Delta^{14}C$-Werte in der Umgebung des PSI/ZWILAG im Jahr 2001 und zusätzlich in der Umgebung des KKB im Jahre 2002

Die Messwerte der im Jahre 2002 genommenen Proben liegen in der gleichen Grössenordnung wie in den Vorjahren. Die Langzeitreihen stützen die Schlussfolgerung, dass die ^{14}C-Emissionsraten vom KKG zeitlich recht konstant waren.

7.1.5 PSI und KKB

Die im Jahre 2001 gemessenen Netto-Erhöhungen in Baumblättern aus der Umgebung des PSI/ZWILAG lagen im gleichen Wertebereich wie in den vergangenen 7 Jahren (10 bis 33 ‰); im Jahre 2002 waren die Werte von 3 Stichproben tiefer (Maximum: 15 ‰), ähnlich wie im Jahre 1997.

Um die Ursache der seit einigen Jahren gemessenen Erhöhungen zu finden, wurden im Jahre 2002 zusätzlich 6 Proben aus der Umgebung des KKB erhoben. Weil alle Messwerte aus der Umgebung des KKB innerhalb der statistischen Messunsicherheit (2 Sigma) gleiche ^{14}C-Werte ergaben wie an der Referenzstation, scheidet das Kernkraftwerk als Quelle aus, falls 2002 die Emissionen etwa gleich waren wie in den früheren Jahren.

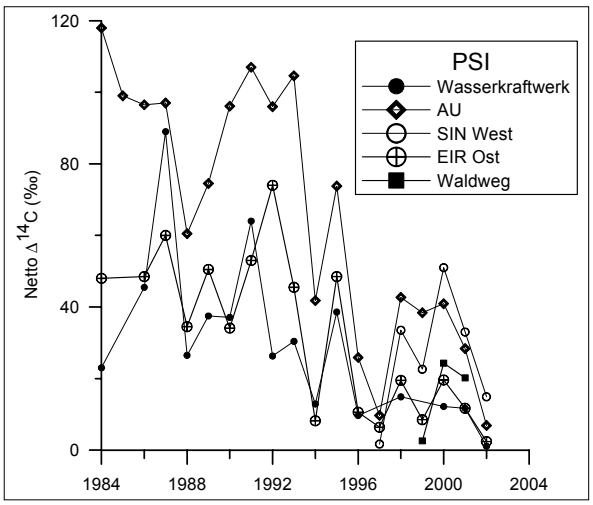


Fig. 9: Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}C$-Werte aus der Umgebung PSI/ZWILAG. (Standorte siehe Figur 8)

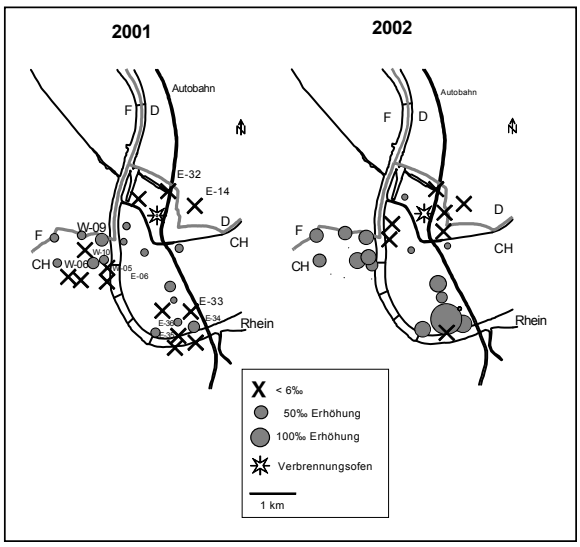


Fig. 10: Netto $\Delta^{14}C$-Werte in Basel, Herbst 2001 und 2002

Die höheren Messwerte insbesondere am Standort Au in den Jahren 1993 und früher sind den Emissionen aus dem Forschungsreaktor Saphir zuzuschreiben. Die Quelle(n) der geringeren Erhöhungen seit 1994 ist (sind) nicht klar; in Frage kommen die Verbrennung ^{14}C-haltiger Abfälle am PSI und die am SIN durchgeführten Experimente.

Bevor feststand, dass 2002 die Netto $\Delta^{14}C$-Werte aus der Umgebung des PSI/ZWILAG so tief waren, wurden diese Proben ausgewählt um die Abwaschversuche fortzusetzen; da die zusätzliche ^{14}C-Aktivität sehr gering war, liess sich praktisch auch nichts abwaschen (siehe Fig.14).

Parallelproben wurden im Jahre 2002 vom PSI (mit Liquid Scintillation Counting) und der Universität Bern gemessen und ergaben gute Übereinstimmung (für die Berechnung der $\Delta^{14}C$-Werte wurden die von der Universität Bern gemessenen $\delta^{13}C$-Werte verwendet):

Tabelle 1: Vergleich der an Parallelproben vom Labor PSI und KUP (Uni Bern) gemessenen $\Delta^{14}C$-Aktivitäten

	$\delta^{13}C$ (‰)	**$\Delta^{14}C$ (‰) PSI**	**$\Delta^{14}C$ (‰) UNI Bern**
Referenz	***-33.3±0.2***	***89±5***	***80.3±1.3***
SIN-West	-32.8±0.2	106±5	95.2±3.4
AU	-30.9±0.2	98±5	87.2±2.7
EIR Ost	-29.3±0.2	105±5	82.7±2.6
Wasserkraftwerk	-31.1±0.2	95±5	81.4±2.6

7.1.6 Region Basel

Es sind deutlich drei Gebiete unterscheidbar: Die (kreisförmig beprobte) Umgebung des Verbrennungsofens RSMVA[2)] der Firma VALOREC AG, das westlich vom Rhein liegende Gebiet der ehemaligen Firma SANDOZ (Voltaplatz) und das Gebiet der Firma ROCHE.

In der Umgebung des Verbrennungsofens RSMVA sind praktisch keine ^{14}C-Erhöhungen feststellbar. Die Netto $\Delta^{14}C$-Werte sind dort auch in den beiden Berichtsjahren viel kleiner als früher, weil ^{14}C-haltige Abfälle seit 1998 nur noch nachts verbrannt werden. In beiden Jahren ergaben die Messungen für mehrere Standorte $\Delta^{14}C$-Werte, die innerhalb von 2 Sigma mit dem Wert der Referenzstation übereinstimmen; im Nord-Osten des Verbrennungsofens zeigen die Standorte E-14 und E-32 nahe der Autobahn tiefe und zum Teil negative Werte, was mit der Verdünnung durch fossiles CO_2 erklärbar ist (siehe Figur 12).

Die Netto $\Delta^{14}C$-Werte von Stichproben am Voltaplatz und in seiner Umgebung (westlich vom Rhein) betrugen im Jahre 2001 maximal 45 ‰ (W-09) und lagen im Jahre 2002 zwischen 35 und 80 ‰ (Zeitreihe: siehe Figur 11; Abwaschversuche: Figur 14).

Erhöhte ^{14}C-Werte wurden in den beiden Berichtsjahren in der Nahumgebung der Firma ROCHE festgestellt, mit einem Maximalwert für die Netto $\Delta^{14}C$-Aktivität von 330 ‰ am Standort E-36 im Jahre 2002. Eine lokale ^{14}C-Quelle ist als Ursache an-

2) RSMVA = Regionale Sondermüll-Verbrennungsanlage

zunehmen, insbesondere auch deshalb, weil in unmittelbarer Nähe von E-36 auch tiefe ^{14}C-Aktivitäten wie an der Referenzstation gemessen wurden (E-33 und E-35). Im Jahre 2001 wurde eine Probe doppelt gemessen; die Netto-Werte stimmen mit 28 und 29 ‰ sehr gut überein. (Zeitreihen und Abwaschproben: siehe Figuren 13 und 14).

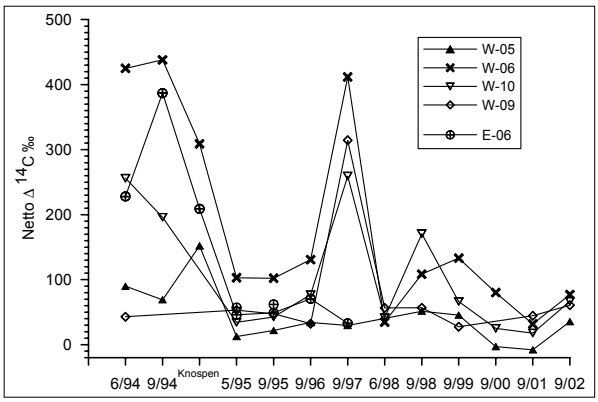


Fig. 11: Netto $\Delta^{14}C$-Werte am Voltaplatz (Standorte: siehe Figur 10)

Als Quelle für die seit 1994 gemessenen ^{14}C-Erhöhungen sind in Betracht zu ziehen:

a) Der alte Verbrennungsofen K-224 (in der Nähe der Dreirosenbrücke), der bis 1994 in Betrieb war.

b) Der neue Verbrennungsofen RSMVA, in dem in den Jahren 1996 und 1997 auch tagsüber ^{14}C-haltige Abfälle verbrannt wurden.

c) Eine lokale Quelle, die ^{14}C teilweise in assimilierbarer Form abgibt (vergl. Figur 14).

Die starken Erhöhungen (1994,1995 Knospen, 1997) können also mit Hilfe der Quellen a) und b) verstanden werden. Eine lokale Quelle muss zur permanenten, kleineren Erhöhung in den Jahren 1995 und 1998 bis 2002 angenommen werden. Variationen dieser gemessenen Netto $\Delta^{14}C$-Werte können mit unterschiedlicher Ausbreitung und Verdünnung oder/und mit variablen Emissionsraten dieser lokalen Quellen während der Wachstumsperiode der Blätter erklärt werden.

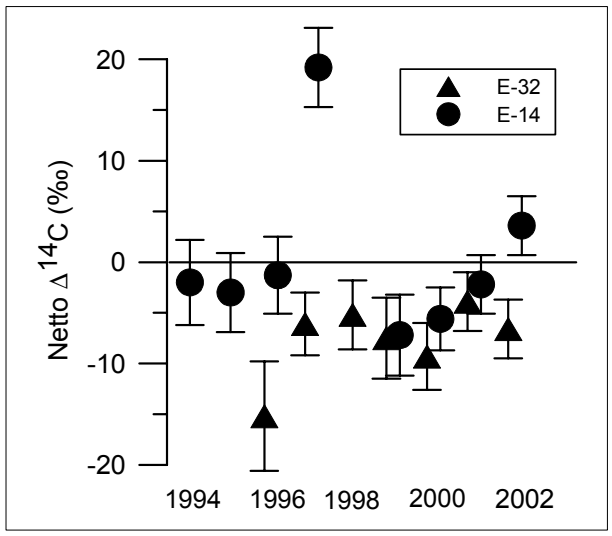


Fig. 12: Netto $\Delta^{14}C$-Werte im Bereich der Autobahn in Basel (Standorte: siehe Figur 10)

Es fällt auf, dass die $\Delta^{14}C$-Werte an der Station östlich vom Verbrennungsofen (E-14) seit dem Beginn der Überwachung in Basel meistens innerhalb der Messunsicherheit gleich hoch waren wie diejenigen an den Referenzstationen. Die Station E-32 (nördlich vom Ofen) zeigte tendenziell sogar leicht tiefere Werte. Diese ^{14}C-Erniedrigung ist vermutlich auf die nahegelegene Autobahn zurückzuführen: Die ^{14}C-Aktivität wird mit ^{14}C-freiem CO_2 aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe verdünnt.

Auch in der Nahumgebung der Firma ROCHE wurden die Zeitreihen fortgesetzt. Im Jahr 2001 wurde ein Maximalwert von netto 35 ‰ gemessen; an 6 Standorten lagen die Messwerte aber innerhalb von 2 Sigma (ca. 6 ‰) gleich hoch, oder sogar tiefer, als die Aktivität an den Referenzstationen (siehe Figur 10). Im Jahre 2002 jedoch wurde an der Station E-36, die mitten im Areal liegt, ein unerwartet hoher Netto $\Delta^{14}C$-Wert von 330 ‰ gemessen. Dieser plötzliche Anstieg deutet auf eine rezente Emissionsquelle hin, die sich vermutlich nahe am Probenahmestandort E-36 befindet. Falls man frühere Abwaschversuche extrapolieren darf, könnte ein Teil dieser Aktivität von Chemikalien stammen, die auf den Blättern abgelagert wurden (Figur 14). Vor der Trocknung der Blätter wurde aber diesmal leider keine Doppelprobe zu Waschversuchen abgezweigt.

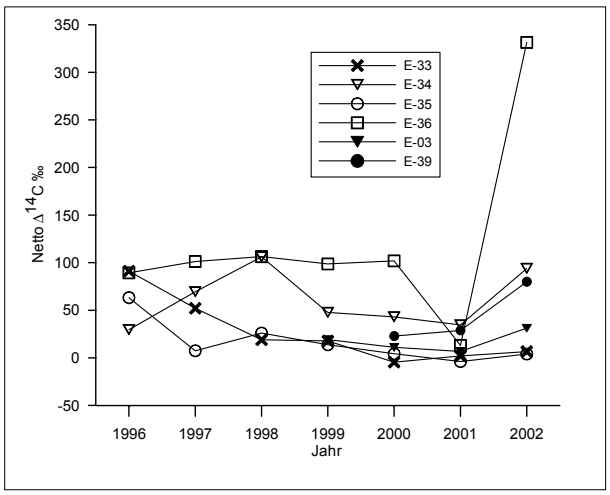


Fig. 13: Netto Δ^{14}C-Werte an Blattproben aus der Umgebung der Firma ROCHE (Standorte: siehe Figur 10)

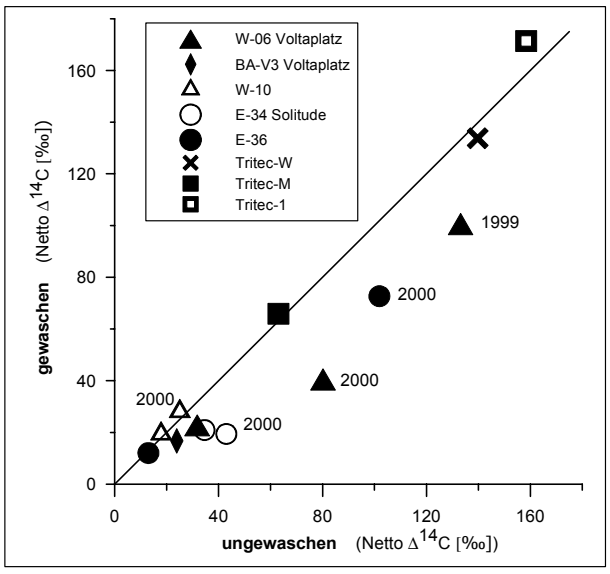


Fig. 14: Resultate bisheriger Abwaschversuche von Blättern aus Basel und Teufen

7.1.7 Kommentar

Die Frage soll beantwortet werden, ob die in Basel und Teufen (siehe Figur 16) gemessene zusätzliche ^{14}C-Aktivität in CO_2 Form (d.h. durch Assimilation) oder durch Ablagerung von vermutlich meist organischen Stoffen in resp. auf die Blätter gelangte. Deshalb wurden Doppelproben von Blättern vor dem Trocknen mit Ethanol (30%) sowie destilliertem Wasser oder nacheinander mit destilliertem Wasser, dann mit Dioxan und zuletzt mit Hexan gereinigt. Die gemessenen Netto Δ^{14}C-Aktivitäten von Proben - gewaschenen und ungewaschenen - sind in obiger Figur verglichen, wobei Messpunkte ohne Jahrzahl im Jahr 2001 erhalten wurden. Die Messunsicherheit der Netto-Aktivitäten betragen je 3 bis 4 ‰. Die Standorte E-34 und E-36 befinden sich im ROCHE-Areal, die Standorte W-06, BA-V3 und W-10 am Voltaplatz d.h. westlich der Dreirosenbrücke. Die Standorte TRITEC sind in Teufen (siehe Figur 16).

Die Ergebnisse zeigen, dass sich in Proben aus Basel die gemessene zusätzliche ^{14}C-Aktivität wenigstens zum Teil entfernen lässt, dass also mindestens ein Teil der lokalen Quellen nicht CO_2 Emittenten sind. Dagegen lassen die drei Proben aus Teufen den Schluss zu, dass der wesentliche Anteil der zusätzlichen ^{14}C-Aktivität in CO_2-Form emittiert wurde, d.h. durch Assimilation in die Biosphäre gelangte.

Die Abwaschversuche wurden 2002 mit Proben aus der Umgebung des PSI/ZWILAG fortgesetzt. Alle Resultate lagen nahe am Wert der Referenzstation, was gut verständlich ist: da 2002 praktisch keine Erhöhung in der Umgebung PSI/ZWILAG festzustellen war, liess sich auch nichts abwaschen.

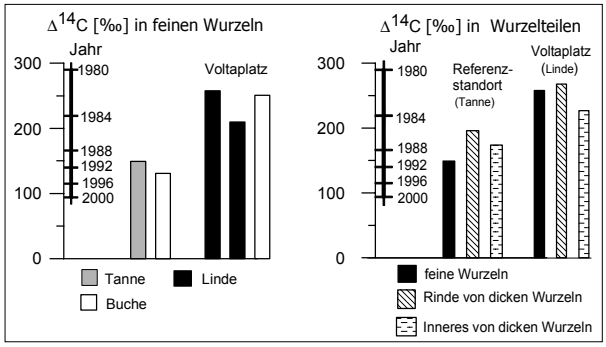


Fig. 15: Δ^{14}C-Aktivität in Wurzeln von Bäumen aus Basel und von der Referenzstation (Belpberg). Die zeitliche Abnahme der ^{14}C-Aktivität von Blättern an der Referenzstation ist durch eine zusätzliche vertikale Achse angegeben.

Bei der Diskussion der ^{14}C-Erhöhungen in Baumblättern vom Voltaplatz in Basel wurde die Frage gestellt, ob ein Baum durch die Wurzeln CO_2 aus dem Bodengas aufnehmen und in die Blätter transportieren könnte. Deshalb wurden im Jahr 2001 in Basel und an der Referenzstation einige Wurzelproben parallel zu den zugehörigen Blattproben erhoben; die gemessenen ^{14}C-Aktivitäten sind in Figur 15 dargestellt.

Gegenüber den Blattproben zeigen alle Wurzelproben deutlich erhöhte Δ^{14}C-Werte; z.B: Gegenüber +85 ‰ in den Blättern und Tannennadeln von der Referenzstation ergaben die zugehörigen Wurzelproben Werte zwischen +131 und +196 ‰. Gegenüber +92 bis +122 ‰ in Blattproben vom Voltaplatz ergaben die Wurzelproben Werte zwischen +210 und +268 ‰. Um erste Hinweise über die

Verteilung der ^{14}C-Aktivität in den Wurzeln zu erhalten, wurden Grössenfraktionen einzeln gemessen (Fig.15 rechts).

Für die Interpretation dieser Resultate ist zu beachten, dass frühere Messungen an Referenzstationen bis auf die (korrigierbare) Isotopenfraktionierung Übereinstimmung zwischen der ^{14}C-Aktivität im organischen Material der Blätter und im atmosphärischen CO_2 ergaben. Ein Transport von erhöhten ^{14}C-Aktivitäten aus dem Bodengas in die Blätter kann also aus den Messungen an der Referenzstation ausgeschlossen werden; dieser Mechanismus kann deshalb am Voltaplatz nicht zu den gemessenen Erhöhungen geführt haben. Somit bleiben zur Erklärung der hohen Aktivitäten in den Wurzeln zwei Möglichkeiten:

a) Das organische Material in den Wurzeln stammt aus den Blättern früherer Jahre. Beispielsweise könnte für feine Wurzeln mit einem Durchmesser von weniger als 1mm eine Einlagerungsperiode von 1990 bis 1994 abgelesen werden (Skala links in den Figuren). Am Voltaplatz wäre die Aktivität vor ca. 10 Jahren also ca. 100 ‰ höher gewesen als an den Referenzstationen. Dieses mittlere Alter der dünnen Wurzeln von ca. 10 Jahren scheint aus biologischer Sicht allerdings zu hoch.

b) Zwischen Wurzeln und Bodengas mit (von früheren Jahren) erhöhten ^{14}C-Aktivitäten im CO_2 findet ein Austausch statt, so dass insbesondere in feinen Wurzeln die heutige ^{14}C-Aktivität der Atmosphäre resp. der heutigen Blätter zu ^{14}C-Werten früherer Jahre verschoben ist.

Weitere Messungen sollen zeigen, welche dieser Möglichkeiten die wahrscheinlichere ist.

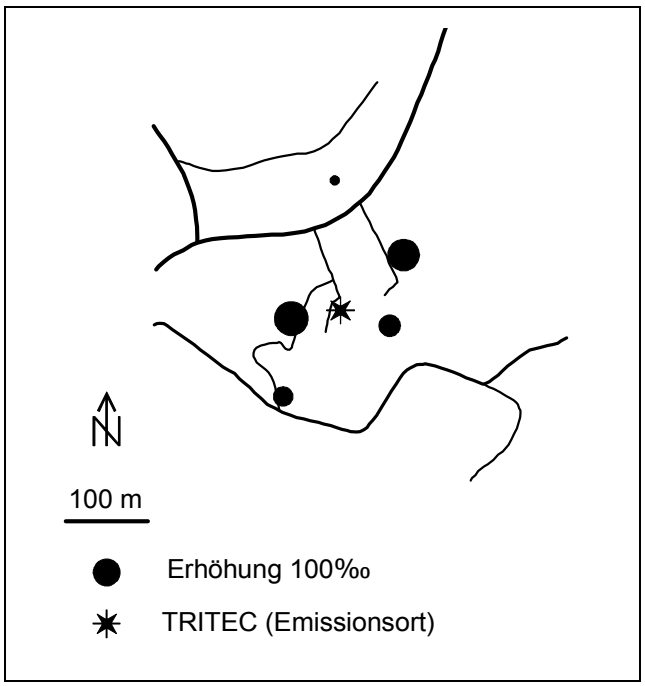


Fig. 16: Netto $\Delta^{14}C$-Werte im Jahr 2001 in der Umgebung der Firma TRITEC, Teufen

7.1.8 Teufen/AR

Die ^{14}C-Immissionen in der Umgebung der Firma TRITEC, Teufen, wurden im Jahr 2001 mit Hilfe von fünf Stichproben untersucht. Die Netto $\Delta^{14}C$-Erhöhungen erreichten Werte zwischen 12 und 158 ‰. Um abzuklären, ob die Erhöhungen auf Substanzen zurückzuführen sind, die auf den Blättern abgelagert waren, sind drei Proben mit Ethanol (30%) und Wasser oder nacheinander mit Wasser, Dioxan und Hexan vor der Trocknung und Verbrennung gewaschen worden. Die Aktivität der Abwaschproben stimmt aber jeweils innerhalb von 2 Sigma (Messfehler) mit derjenigen der unbehandelten Probe überein (Figur 14), woraus geschlossen werden muss, dass die ^{14}C-Emissionen in CO_2–Form erfolgten. Das heisst aber auch, dass die zusätzliche ^{14}C-Aktivität nur über die Assimilation grüner Pflanzen in den Biokreislauf gelangen konnte.

Die gemessenen Aktivitäten sind vorwiegend in den (angenommenen) Hauptwindrichtungen gegen West und Ost erhöht, während quer dazu und insbesondere gegen Norden die Erhöhungen geringer sind. Zur Berechnung der Emissionsraten müssen Annahmen über die Emissionshöhe und die daraus abschätzbaren Verdünnungsfaktoren getroffen werden. Die Emissionen können nach Angabe der TRITEC über den Kamin aus 25 m Höhe (inkl. Überhöhung) oder aus ca. 10 m Höhe erfolgt sein. Dies führt zu Langzeit-Verdünnungsfaktoren von ca. 10^{-5} s/m^3 resp. 10^{-4} s/m^3 (Bonka, 1982). Daraus können mittlere Emissionsraten von ca. 700 resp.

70 Bq/s während der Wachstumszeit der Blätter berechnet werden. Die Emissionsraten würden etwa um den Faktor 5 geringer ausfallen, wenn Kurzzeit-Verdünnungsfaktoren angenommen würden.

Nach Angaben der TRITEC ist zu vermuten, dass die Emissionen im Frühling 2002 geringer waren als im Jahr zuvor. Die Stichprobe am Standort westlich von der Firma bestätigte diese Annahme, indem der Netto Δ^{14}C-Werte von 158 ‰ im Jahre 2001 auf 56 ‰ im Jahre 2002 sank (je mit einem Messfehler von 4 ‰).

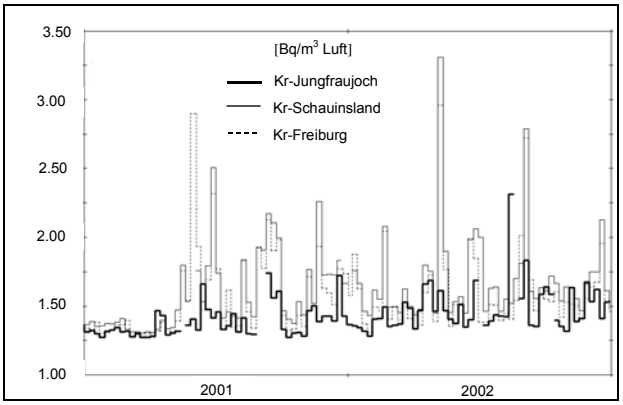


Fig. 17: ^{85}Kr-Aktivität in Troposphärenluft, gemessen am Institut für atmosphärische Radioaktivität, Freiburg im Breisgau

7.2. Krypton-85

Auch in den Jahren 2001 und 2002 wurde die ^{85}Kr-Aktivität in Krypton-Proben (2-5 ml) gemessen, die während einer Woche gesammelt wurden. In obiger Figur sind die Resultate für drei Probenahme-Orte auf verschiedenen Höhen über Meer dargestellt. Der Grundwert der ^{85}Kr-Aktivität beträgt 1.3 bis 1.4 Bq/m^3 Luft und zeigt eine steigende Tendenz. Die tiefsten Werte werden in Proben vom Jungfraujoch gemessen, was etwa dem weltweiten Niveau der Troposphärenluft auf der Nordhalbkugel entspricht.

Die ^{85}Kr-Aktivität ist in der Luft dann deutlich höher als der Grundwert, wenn die Probenahmestation in eine noch schlechter verdünnte Abluftfahne von La Hague/F oder Sellafield/GB gerät. Es ist verständlich, dass die Spikes in Freiburg (Brsg.) häufiger und höher auftreten als auf dem Schauinsland (ca.1000 m) oder auf dem Jungfraujoch, weil in 3500 m Höhe die Verdünnung von Abluft stärker ausfällt. Das unregelmässige Auftreten der Spikes hängt mit den variablen Emissionsraten und den wechselnden Windverhältnissen in Europa zusammen. Der Wert von 2.3 Bq/m^3 (±0.2%) vom Jungfraujoch für die Woche vom 12. Bis 19. August 2002 konnte durch Rückwärts-Trajektorien auf Emissionen in England zurückgeführt werden.

Im Labor der Abteilung KUP (Abt. Klima- und Umweltphysik) wurden an Stichproben von Bern die ^{85}Kr-Aktivität gemessen, wobei das Krypton aus 10-20 l Luft abgetrennt wurde (ca. 5µl Krypton). Die Resultate stimmen innerhalb der statistischen Messunsicherheit und der Unsicherheit bei der Bestimmung der Krypton-Menge mit den Messungen in Freiburg (Brsg.) überein.

Tabelle 2: Gemessene ^{85}Kr-Aktivitäten in 10 Liter Luft von Bern

Datum	Bq/m^3	Datum	Bq/m^3
20.3.01	1.35±0.13	13.3.02	1.56±0.20
17.7.01	1.2 ±0.12	2.4.02	1.56±0.20
13.12.01	1.84±0.20	2.4.02	1.45±0.27
20.12.01	1.29±0.11	29.7.02	1.34±0.09
		9.8.02	1.44±0.06
		21.8.02	1.37±0.11

7.3. Interpretation

Eine zusätzliche Δ^{14}C-Aktivität von 100 ‰ in Lebensmitteln führt nach UNSCEAR 1988 zu einer hypothetischen, maximalen, effektiven Dosis von ca. 1.5 µSv pro Jahr. Alle in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke und der Emissionsquellen in Basel und Teufen gemessenen Netto Δ^{14}C-Aktivitäten betragen höchstens 350 ‰ und führen also zu zusätzlichen Dosen im µSv-Bereich. Dies fällt im Vergleich mit der natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung nicht ins Gewicht (ca. 3 mSv/a). Auch die Strahlendosis von ^{85}Kr (β-Dosis der Haut und γ-Dosis) ist vernachlässigbar, weil sie geringer als 1 µSv pro Jahr (effektive Dosis) ist. Die Bedeutung von ^{14}C-und ^{85}Kr-Messungen liegt also neben dem Strahlenschutz resp. der Überwachung primär darin, dass mit diesen Nukliden Umweltprozesse untersucht und besser verstanden werden können. Darunter fallen 3.1.) Bilanzen und Gleichgewichte, 3.2.) Ausbreitung und Verdünnung und 3.3.) Vergleiche zwischen Messungen und Modellrechnungen.

7.3.1 Bilanzen und Gleichgewichte

Seit 1990 nimmt die atmosphärische Δ^{14}C-Aktivität regelmässig um ca. 6 ‰ pro Jahr ab. Dieser globale Rückgang der Bomben ^{14}C-Aktivität aus den 60er-Jahren wegen dem CO_2-Austausch zwischen Atmosphäre und den Weltmeeren zeigt sich konsistent im atmosphärischen CO_2 und in der Biosphäre frisch eingebauten organischen Substanz.

Diesem globalen Trend sind zusätzliche Effekte überlagert, die auf die Verbrennung von ^{14}C-freiem, fossilen Brennstoffen, auf den Austausch zwischen Troposphäre und Stratosphäre und auf breitenabhängige Austauschraten zwischen Atmosphäre und Ozean zurückgehen. Ein Beitrag von 3-6 ppm (resp.0-3 ppm) ^{14}C-freiem CO_2 aus der Verbrennung von fossilem Brennstoff konnte beispielsweise für Schauinsland (resp. für Jungfraujoch) an Monatsproben von I. Levin und B.Kromer bestimmt werden [Proceedings des Workshops „Atmospheric Research at the Jungfraujoch and in the Alps", Davos 2002, pp. 19-20]

Zum besseren Verständnis der Zusammenhänge in unserer Umwelt dienen auch unsere Messungen der ^{14}C-Aktivität in der Prozesskette Blätter/Nadeln - Holz/Wurzeln – Boden.

^{85}Kr ist eines der wenigen Radionuklide, dessen Aktivität in der Atmosphäre noch ansteigt. Das Reservoir dieses Edelgasisotops ist die Atmosphäre, aus der pro Jahr ca. 6.5% durch radioaktiven Zerfall verschwinden. Zur Kompensation davon braucht es also eine jährliche Emission von

$E_1 = 0.065 \times 1.4\ Bq/m^3 \times 4x10^{18}\ m^3 = 3.6x10^{17}\ Bq$

Liest man aus Figur 17 eine Zunahme von ca. 1.35 auf 1.4 Bq/m^3 in den 2 letzten Jahren heraus, braucht es dafür eine Emission von

$E_2 = 0.05\ Bq/m^3 \times 1/2a \times 4x10^{18}\ m^3 = 1x10^{17}\ Bq$

Aus den Messungen kann also eine totale, jährliche, weltweite ^{85}Kr-Emission von ca. $5x10^{17}$ Bq abgeschätzt werden.

7.3.2 Ausbreitung und Verdünnung

Mit ^{14}C wird lokale, mit ^{85}Kr wird regionale Verdünnung untersucht. Die gemessenen ^{14}C-Aktivitäten in Blattproben aus der Umgebung eines Emittenten hängen von den ^{14}C-Emissionen in CO_2-Form, von einer allfälligen Verdünnung mit fossilem CO_2, von der Wettersituation während der Wachstumsperiode und von Topographie, Bewuchs und Bebauung ab. Die ^{14}C-Emissionen von Kernkraftwerken und von den überwachten Industriebetrieben sind oft nur abgeschätzt und bis etwa einen Faktor 2 genau bekannt. Die Bestimmung der Wetterkategorien für die Ausbreitungsmodelle ist mit Vereinfachungen verknüpft, die zur Ungenauigkeit der Modelle beitragen. Für die Ausbreitung gibt wohl ein Kompromiss zwischen Kurz- und Langzeit-Verdünnungsfaktor die beste Annäherung an die wirklichen Vorgänge, obschon zeitliche und örtliche Schwankungen der Ausbreitung zu lokalen und raschen Detail-Variationen in der Aktivität führen müssen. So sind Langzeitreihen am selben Standort oder das gesamte Bild einer ringförmigen Beprobung um den Emittenten oder in den Hauptwindrichtungen aussagekräftiger als Einzelmesswerte. Deshalb werden zur Interpretation der Modellwerte alle vorhandenen zeit- und ortsabhängigen Resultate kombiniert. So können die gegenüber ungewaschenen Proben um bis 15 ‰ grösseren Netto $\Delta\ ^{14}C$-Werte gewaschener Proben von reellen Unterschieden innerhalb eines Baumes stammen (Beispiel 2002, Umgebung PSI/ZWILAG bezw. Blattproben von der Referenzstation). Einzelne Blattproben sind weniger aussagekräftig als eine Mischung von einem ganzen Ast oder von benachbarten Bäumen im Wald. Immerhin ist auffällig, dass bei allen Kernkraftwerken und andern Emissionsquellen die höchsten Netto ^{14}C-Werte über mehrere Jahre meist an denselben Standorten gefunden werden (Ufem Horn beim KKM, Meteostation beim KKL, Sören und Schachen beim KKG, Au beim PSI, W-06 in Basel), was auf relativ konstante Emissionen und Verdünnungen schliessen lässt.

7.3.3 Vergleich zwischen Messungen und Modellen

Gemäss den oben gegebenen Begründungen sind orts- und zeitabhängige Variationen der ^{14}C-Aktivitäten in Blättern zu erwarten. Auch die verwendeten vereinfachenden Ausbreitungsmodelle weisen Ungenauigkeiten auf. So ist die mehrfach gefundene Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten innerhalb etwa eines Faktors 2 als befriedigend zu werten (siehe BAG-Berichte 1996 und 1997 für das KKL, 1999 und 2000 für das KKM und 2001 für das KKG).

Wir bedanken uns bei folgenden Stellen für die Mithilfe bei der Probenahme: NOVARTIS, Kantonales Labor Basel, Hauswart Jungfraujoch und TRITEC, Teufen.

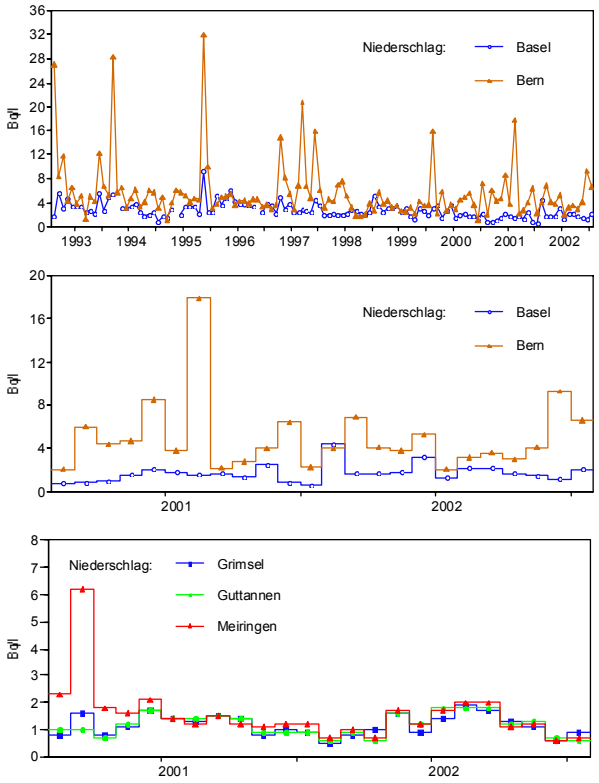


Fig. 18: ^{3}H-Aktivität im Niederschlag Nordschweiz, Mittel- und Berner Oberland

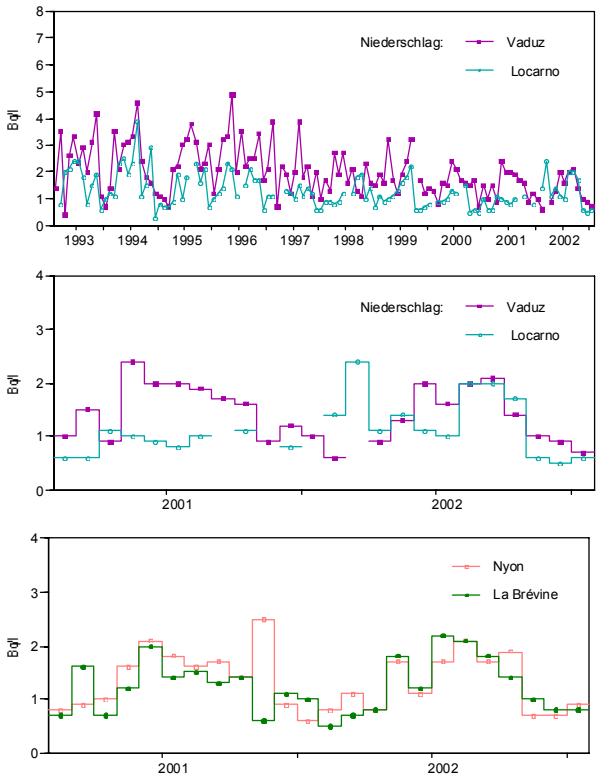


Fig. 19: ^{3}H-Aktivität im Niederschlag Westschweiz, Lichtenstein, und Tessin

7.4. Tritium

Die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen von Bern und (weniger stark) in Basel zeigen weiterhin Unregelmässigkeiten im Jahresgang. Im Mittel (siehe Tabelle 2) sind die Werte in Bern etwas tiefer und in Basel etwas höher als im Vorjahr. Der Jahresverlauf im Berner Oberland war 2002 sehr regelmässig mit tiefen Tritiumwerten im Winterhalbjahr und höheren im Sommer. Lokale Kontaminationsfahnen durch Industrietritium wie im Februar 2001 in Meiringen und Grimsel traten nicht auf.

Wie ein Langzeit-Vergleich mit Vaduz zeigt, werden die niedrigsten Tritiumwerte im schweizerischen Messnetz nach wie vor an der Station Locarno gemessen. Allerdings traten vor allem im Januar und Februar 2002 leicht erhöhte Werte auf die möglicherweise durch die lang andauernde Inversionslagen verursacht wurden (lokale Kontamination?). Der Jahresgang der Tritiumkonzentrationen an den Stationen Nyon und La Brévine war nahezu identisch.

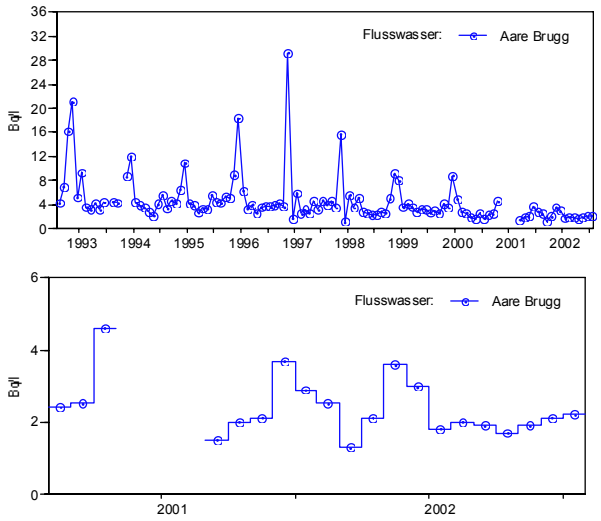


Fig. 20: ^{3}H-Aktivität im Flusswasser der Aare bei Brugg

Die Tritiumkonzentrationen in der Aare bei Brugg waren 2002 etwas niedriger als im Jahr zuvor. Ein Vergleich ist allerdings nur bedingt möglich; wegen des Umbaus der automatischen Station von April bis Juli 2001 war die automatische Probenahme unterbrochen. Die Spitzen in den Frühlingsmonaten sind auf T-Ausgaben des KKG zurückzuführen (im Rahmen der erlaubten Abgaben; siehe Seite B.8.0.1).

Tabelle 3: Vergleich der Jahresmittel an den BAG - Stationen 2001 und 2002

	Basel	**Bern**	**Vaduz**
	Bq/l	Bq/l	Bq/l
Mittel 2002*:	1.9	4.7	1.5
Mittel 2001:	1.7	5.2	1.6
	Meiringen	**Guttannen**	**Grimsel**
	Bq/l	Bq/l	Bq/l
Mittel 2002*:	1.3	1.2	1.1
Mittel 2001:	1.7	1.2	1.2

	La Brévine	**Nyon**	**Locarno**
	Bq/l	Bq/l	Bq/l
Mittel 2002*:	1.2	1.1	1.2
Mittel 2001:	1.2	1.4	0.9
	Aare Brugg		
	Bq/l		
Mittel 2002*:	2.2		
Mittel 2001*	2.7		

Tabelle 4: Provisorische Tritium-Resultate (Bq/l) BAG - Stationen 2002

	Basel	**Bern**	**Grimsel**	**Guttannen**	**Meiringen**	**Vaduz**	**Nyon**	**La Brévine**	**Locarno**	**Aare *) Brugg**
JAN	4.4±0.1	4.0±0.1	0.5±0.1	0.6±0.1	0.7±0.1	0.6±0.1	0.8±0.1	0.5±0.1	1.4±0.1	2.5±0.1
FEB	1.7±0.1	6.9±0.1	0.8±0.1	0.9±0.1	1.0±0.1		1.1±0.1	0.7±0.1	2.4±0.1	1.3±0.1
MAR	1.7±0.1	4.1±0.1	1.0±0.1	0.6±0.1	0.7±0.1	0.9±0.1	0.8±0.1	0.8±0.1	1.1±0.1	2.1±0.1
APR	1.8±0.3	3.8±0.1	1.6±0.1	1.6±0.1	1.7±0.1	1.3±0.1	1.7±0.1	1.8±0.1	1.4±0.1	3.6±0.3
MAI	3.2±0.3	5.3±0.3	0.9±0.2	1.2±0.1	1.2±0.1	2.0±0.3	1.1±0.1	1.2±0.1	1.1±0.1	3.0±0.3
JUN	1.3±0.3	2.1±0.3	1.4±0.1	1.8±0.1	1.7±0.1	1.6±0.3	1.7±0.3	2.2±0.1	1.0±0.1	1.8±0.1
JUL	2.2±0.1	3.2±0.1	1.9±0.1	1.8±0.1	2.0±0.1	2.0±0.1	2.1±0.1	2.1±0.1	2.0±0.1	2.0±0.1
AUG	2.2±0.1	3.6±0.1	1.7±0.1	1.8±0.1	2.0±0.1	2.1±0.1	1.7±0.1	1.8±0.1	2.0±0.1	1.9±0.1
SEP	1.7±0.1	3.0±0.1	1.3±0.1	1.2±0.1	1.1±0.1	1.4±0.1	1.9±0.1	1.4±0.1	1.7±0.1	1.7±0.1
OKT	1.5±0.1	4.1±0.1	1.1±0.1	1.3±0.1	1.2±0.1	1.0±0.1	0.7±0.1	1.0±0.1	0.6±0.1	1.9±0.1
NOV	1.2±0.1	9.3±0.2	0.6±0.2	0.7±0.1	0.6±0.1	0.9±0.1	0.7±0.1	0.8±0.1	0.5±0.1	2.1±0.1
DEZ	2.1±0.1	6.6±0.1	0.9±0.1	0.6±0.1	0.7±0.1	0.7±0.1	0.9±0.1	0.8±0.1	0.6±0.1	2.2±0.1

*) Zwischen 14.02.02 und 15.07.02 nur zwei monatliche Stichproben, da Probenahmegerät defekt

6.2. Mesures de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait

P. Froidevaux, J.-J. Geering, K. Friedrich-Bénet, T. Schmittler, F.Barraud, J.-F. Valley
Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

Des mesures de la concentration en ^{90}Sr normalisé à la masse de calcium de l'échantillon (ci-après ^{90}Sr Bq/g Ca) ont été effectuées sur des échantillons de dents de lait et de vertèbres humaines. Pour ces deux types d'échantillons, la valeur de ce rapport approche 0.030. L'évolution de ce rapport durant la période 1955-1995 montre un maximum vers 1963 avec une valeur de 0.350 (VD et TI). Actuellement, le rapport ^{90}Sr Bq/g Ca dans les os et les dents de lait est pratiquement à l'équilibre avec celui présent dans le lait (0.046). Dans la plupart des aliments, le ^{40}K naturel (env. 45 Bq/g Ca dans le lait) domine par rapport aux traces de radioéléments artificiels.

6.2.1 Introduction

Le strontium-90 est un isotope radioactif artificiel, produit par la fission nucléaire durant l'explosion d'armes nucléaires et dans les centrales d'énergie nucléaire. Dans l'intervalle 1945-1994, 881 tests de bombes atomiques ont été réalisés dans l'atmosphère (878 souterrains). Durant la première moitié de cette période (1945-1965), 10^{18} Bq de ^{90}Sr ont été produits dans l'atmosphère. De 1965 aux années nonante, le nombre d'essais a été beaucoup moins important. L'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl (1986) a également introduit environ 10^{16} Bq soit 1% des retombées des années soixante de ^{90}Sr dans l'atmosphère [1]. Le radiostrontium des tests atomiques s'est déposé sur l'ensemble de la planète, avec des variations importantes entre les deux hémisphères et en fonction des latitudes [2]. Le radiostrontium de l'accident de Tchernobyl, associé à des particules lourdes, s'est déposé préférentiellement à proximité du lieu de l'accident. Toutefois, l'augmentation de l'activité de certains compartiments de l'environnement (lait, dent de lait) a pu être décelée en Suisse également [3].

Dans les systèmes biologiques, le comportement du strontium naturel, et ainsi du strontium radioactif qui entre dans de tels systèmes, est qualitativement similaire et gouverné partiellement par celui du calcium. Dû au contrôle homéostatique, il y a une constance remarquable de la concentration du calcium dans la plupart des tissus et des fluides (e.g. os, sang, lait). Sous certaines conditions d'équilibre, le rapport radiostrontium/calcium dans les tissus ou les sécrétions corporelles est fonction de celui existant dans la diète. La concentration en radiostrontium dans le matériel biologique est ainsi toujours reportée en fonction du contenu en calcium (^{90}Sr Bq/g Ca), bien qu'il soit reconnu que les organismes vivant retiennent moins efficacement le strontium que le calcium [4].

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 fétus 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}Sr présent dans ces échantillons est ainsi très représentatif de celui présent dans la diète de la mère. C'est également le seul échantillon calcique que l'on peut éthiquement prélevé sur l'être humain de son vivant, puisse qu'il le quitte de lui-même. 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.

La détermination du ^{90}Sr dans les os humains est une méthode plus directe dans l'étude de la contamination de la chaîne alimentaire par cet élément. L'hydroxyapatite constitue environ 60 à 70 % de la masse osseuse (95 à 97 % pour l'émail des dents) [5]. Dans les corps vertébraux, le remplacement du calcium (donc du strontium) est beaucoup plus rapide (1 à deux ans) que dans les os compacts (e.g. fémur). Le rapport ^{90}Sr Bq/g Ca mesuré au moment du prélèvement est donc représentatif du même rapport présent dans la diète dans l'intervalle d'une à deux années précédant le prélèvement. Toutefois, ce genre d'échantillons ne peut être prélevé que post mortem par des institutions spécialisées.

Dans cette étude, les échantillons de dents ont été fournis par divers dentistes privés et cabinets dentaires scolaires. Les vertèbres ont été fournies

par les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno.

6.2.2 Méthode

Dents de lait :

Le ^{90}Sr est déterminé par la mesure de son produit de filiation, l'^{90}Y. Après dissolution des cendres (environ 6 dents par échantillon), une source de strontium est obtenue après précipitation de $SrCO_3$ et passage sur une colonne d'échange de cations (AG 50 w x 8), en présence de DCTA. Après un délai d'attente de 10 jours pour permettre la croissance de l'^{90}Y, l'yttrium et le strontium sont séparés sur colonne d'échange d'ion et l'oxalate d'yttrium est précipité, filtré et compté dans un compteur proportionnel à flux de gaz.

Vertèbres :

Après dissolution des cendres et complexation de l'yttrium par l'acide dipicolinique, le complexe anionique $[Y(dipic)_3]^{3-}$ est retenu sur une colonne anionique (AG 1x4) et élué par NaCl 1M. La source d'yttrium est obtenue par précipitation de l'oxalate et comptée comme précédemment. Le contenu en calcium des cendres est déterminé par absorption atomique.

La limite de détection est de 3 mBq/g Ca pour les vertèbres et de 4 mBq/g Ca pour les dents de lait.

6.2.3 Résultats de la surveillance

Tableau 1 Activité en ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait extraites en 2002

Année de naissance	Activité (Bq/g Ca)		
	Zürich	**Tessin**	**Vaud**
1987	0.034±0.008	--	--
1989	0.024±0.007	0.057±0.005	0.053±0.007
1990	0.037±0.008	0.033±0.004	0.043±0.006
1991	0.034±0.007	--	0.031±0.005
1994	0.020±0.006	--	--
1995	0.028±0.006	--	--
1996	--	--	0.025±0.003

Tableau 2 Activité en ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en 2002

Région	Age	Sexe	^{90}Sr (Bq/g Ca)
Vaud	Inconnu	Homme	0.017±0.003
	Inconnu	Homme	0.011±0.003
	Inconnu	Homme	0.015±0.002
		Moyenne	**0.014±0.003**
Tessin	73	Homme	0.058±0.004
	61	Homme	0.044±0.004
	68	Homme	0.091±0.004
	68	Homme	0.022±0.002
	66	Homme	0.028±0.004
	66	Femme	0.021±0.002
	72	Homme	0.046±0.003
	67	Homme	0.044±0.004
	74	Homme	0.031±0.004
		Moyenne[a)]	**0.036±0.012**

a) la valeur 0.091±0.004 n'a pas été prise en compte dans le calcul de la moyenne car elle est écartée par les tests statistiques.

6.2.4 Discussion

L'activité en ^{90}Sr des os et des dents en 2002 est d'environ 0.03 Bq/g Ca. Un rapport identique d'activité entre les os et les dents de lait montre que l'on se trouve actuellement dans une situation d'équilibre et ce même rapport se retrouve également dans la chaîne alimentaire. En Suisse, la moyenne de ^{90}Sr Bq/g Ca dans le lait était en 2002 de 0.046 ± 0.012 pour les sites de plaine (n=11). Elle était de 0.062 ± 0.017 dans le fromage de type Emmental (n = 5). Dans les végétaux et le blé, ce rapport est environ dix fois supérieur (0.30 Bq/g Ca) mais l'apport en calcium au corps humain par ces aliments est nettement inférieur à celui des produits laitiers.

5 dents de lait sont nécessaires pour faire un échantillon dont l'activité en ^{90}Sr est mesurable. La collecte des dents de lait est effectuée chaque année et les échantillons classés en fonction de l'année de naissance de l'enfant. Cela signifie que la valeur indiquée pour une année de naissance donnée est une moyenne de résultats d'années

d'extraction différentes. Les résultats peuvent donc varier légèrement en fonction de l'âge de la dent de lait car les racines des dents continuent d'échanger du calcium, donc également du strontium.

La figure 1 montre que le Tessin et le canton de Vaud ont été les plus touchés par les retombées des essais d'armes atomiques puisque le rapport maximal mesuré en 1963 était de 0.357 Bq/g Ca et de 0.346 Bq/g Ca (VD) contre 0.268 Bq/g Ca à Zürich. De plus, la figure 2 montre également que l'apport de ^{90}Sr de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl est perceptible en Suisse où une très légère augmentation de l'activité des dents de lait a été observée dans les dents de lait des enfants nés en 1986 - 87.

L'activité en ^{90}Sr dans les vertèbres est reportée en fonction de l'année de décès. Le maximum d'activité dans les vertèbres a été observé en 1966-67 et était de 0.200 Bq/g Ca pour le Tessin et de 0.140 Bq/g Ca pour Vaud, soit des valeurs inférieures de moitié à celles observées dans les dents. Le décalage du maximum de l'activité de 1963 pour les dents vers 1966 pour les os semble également indiquer un intervalle de renouvellement du calcium dans les os poreux plus grand qu'une année et une fixation préférentielle du calcium par rapport au strontium.

L'incorporation du strontium dans les os prend place principalement par échange à la surface cristalline (apatite) de l'os. Plus le flux sanguin à la surface de l'os est grand, plus le remplacement du calcium par le strontium à la surface de l'os est efficace. C'est pour cette raison que les corps vertébraux ont été choisi dans cette étude bien que Dahl et al. [6] démontre que l'incorporation de strontium est plus rapide dans la tête de l'os iliaque. Le contenu du plasma sanguin en strontium influence alors directement le taux d'incorporation du strontium dans l'os et une situation d'équilibre entre le Sr/Ca du plasma et celui de l'os s'établit. [6]. Ainsi, lorsque le taux de renouvellement de l'os est faible, l'incorporation de strontium dans la matrice osseuse est défavorisée. Dans cette étude, les échantillons de vertèbres proviennent en majorité de personnes âgées de plus de 60 ans. Plusieurs facteurs peuvent affecter le renouvellement osseux à cet âge. Par exemple, le phénomène d'ostéoporose va dans le sens de la diminution de la densité osseuse, donc d'une diminution de la rétention du calcium et du strontium dans les os. De plus, le rapport Sr/Ca du plasma peut être modifié par rapport à celui de la diète par l'absorption de compléments de calcium (fluorure ou biphosphonates de calcium) utilisés dans le traitement de l'ostéoporose. Malgré ces désavantages, la détermination du ^{90}Sr dans les vertèbres humaines reste un excellent moyen de contrôler la présence de ^{90}Sr dans la chaîne alimentaire. Avec un rapport de 0.03 Bq/g Ca déterminé dans ce travail, le ^{90}Sr ne contribue pas de manière significative à la dose due à l'incorporation de radioéléments.

Enfin, lorsque le métabolisme impose un passage ionique à travers une membrane biologique dans l'organisme vivant, le calcium est transporté plus efficacement que le strontium. Le rapport Sr/Ca du plasma se trouve alors diminué par rapport à celui de la diète. Dans cette étude, les résultats montrent que le rapport ^{90}Sr Bq/g Ca passe de 0.046 à 0.030 lorsque l'on passe du lait aux dents de lait. En 1963, ce rapport était de 2.0 dans le lait (Vaud) et de 0.346 dans les dents de lait (Vaud).

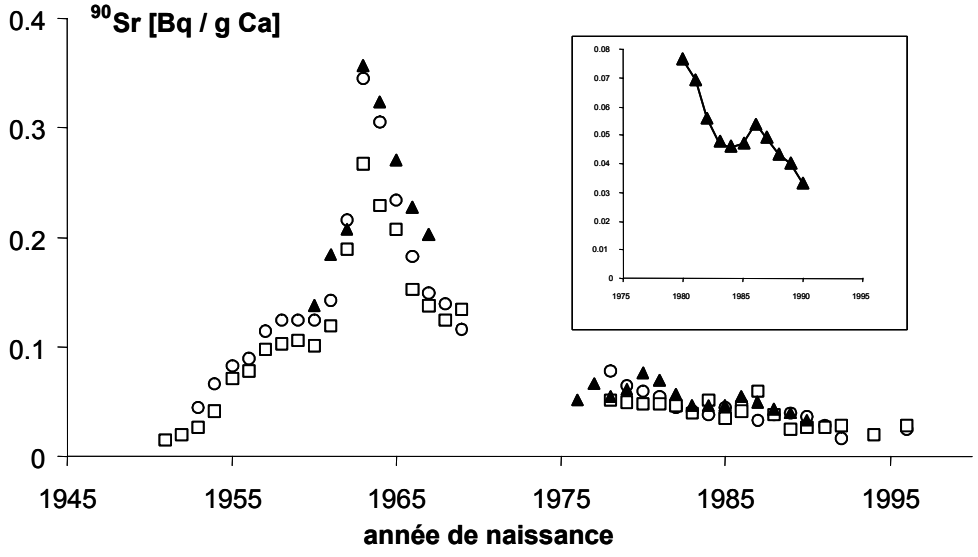


Fig. 1: Activité en ^{90}Sr dans les dents de lait d'enfants nés entre 1953 et 1996 pour trois régions de Suisse :

▲ Tessin
○ Vaud
□ Zürich

L'encart montre la situation de 1980 à 1992 pour la région du Tessin

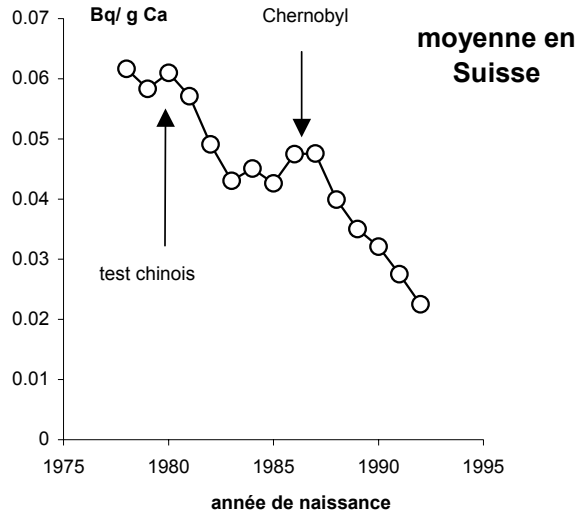


Fig. 2: Activité en ^{90}Sr dans les dents de lait des enfants durant la période 1975-1994, en moyenne suisse, en fonction de l'année de naissance.

6.2.5 Conclusions

Les compartiments du corps humain riches en calcium sont d'excellents intégrateurs du ^{90}Sr présent dans la chaîne alimentaire. Avec un rapport ^{90}Sr Bq/g Ca d'environ 0.03, les résultats obtenus en 2002 sur des échantillons de dents de lait et de vertèbres indiquent que le ^{90}Sr ne participe pas de manière significative à la dose absorbée. Dans la plupart des aliments, le ^{40}K naturel (env. 45 Bq/g Ca dans le lait) domine par rapport aux traces de radioéléments artificiels. Actuellement, l'investigation du rapport ^{90}Sr Bq/g Ca dans le plasma sanguin est possible, car une situation d'équilibre est atteinte pour cet élément par rapport à la chaîne alimentaire.

Remerciements

Que toutes les personnes qui ont contribué à ce travail en fournissant les échantillons trouvent ici l'expression de notre reconnaissance : les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno, les médecins dentistes privés et ceux des cabinets dentaires scolaires des cantons de Vaud, Valais, Tessin et Zürich.

Bibliographie

[1] Stamoulis, K.C., Assimakopoulos, P.A., Ioannides, K.G., Johnson,E., Soucacos, P.N. Strontium-90 concentration measurements in human bones and teeth in Greece. *Sci.Tot.Environm*. **1999**, *229*, 165-182.

[2] Hardy, E.P., Krey, P.W., Volchok, H.L. Global inventory and distribution of fallout Pu. *Nature*, **1973**, *241*, 444-445.

[3] Friedli, C., Geering, J.J., Lerch, P. Some aspects of he beaviour of ^{90}Sr in the environment. *Radiochimica Acta*, **1991**, 52, 237-240.

[4] NCRP report n° 110. Some aspects of strontium radiobiology. 1991. 7910 woodmont Av., Bethesda, MD 20814. ISBN 0-929600-19-3.

[5] Ignatiev, E.A., Lyubashevskii, N.M., Shishkina, E.A., Romanyukha, A.A. EPR dose reconstruction for bone-seeking ^{90}Sr. *Appl. Radiat. Isot*. **1999**, *51*, 151-159.

[6] Dahl, S.G., Alllain, P., Marie, P.J., Mauras, Y., Boivin, G., Ammann, P., Tsouderos, Y., Delmas, P.D., Christiansen, C. Incorporation and distribution of strontium in bone. *Bone*, **2001**, *28*, 446-453.

6. Menschlicher Köper

6.1. Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2002

M. Boschung
Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, PSI, 5232 VILLIGEN-PSI

Mme. S. Namy
Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 GENF 4

H. W. Roser
Abteilung Radiologische Physik, Kantonsspital Basel, 4031 BASEL

H. Völkle
Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

6.1.1. Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institutes (PSI) in Villigen sowie an Gymnasiasten aus Basel durchgeführt. Im menschlichen Körper ist teilweise noch ^{137}Cs nachweisbar, das vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Die Messwerte an Personen aus der Region Basel lagen unter 60 Bq. In Genf konnten 2002 keine Messungen durchgeführt werden.

6.1.2. 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 am Kantonsspital Basel-Stadt handelt es sich um Personen aus der Region Basel.

6.1.3. Ergebnisse und Interpretation

Für die Ganzkörpermessungen werden in der Regel grossvolumige NaI-Kristalle (neuerdings auch Ge-Detektoren) in speziell abgeschirmten Messkammern (mit Blei- und Eisenabschirmung) eingesetzt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn bis 30 Minuten für die routinemässigen Überwachungsmessungen am PSI und für Spezialuntersuchungen in Genf und Basel. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Personen-Phantoms bekannter Aktivität.

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2002 am PSI in Villigen 595 Messungen im Ganzkörperzähler durchgeführt. Sie ergaben ^{137}Cs-Werte bis 300 Bq, wobei 575 (d.h. 96.6%) der Messwerte unterhalb der Erkennungsgrenze von 60 Bq lagen, 14 Messwerte zwischen 60 und 150, 6 zwischen 150 und 300 Bq ^{137}Cs.

Die ^{137}Cs-Messwerte an Personen aus dem Raum Basel ergaben die folgenden Werte:

	< 22 Jahre	> 22 Jahre
Frauen	< 23 Bq (11)	< 14 Bq (6)
Männer	< 38 Bq 13)	< 57 Bq (7)

Da Caesium, wie Kalium, vor allem in das Muskelgewebe geht und bei Männern der Anteil Muskelgewebe am Gesamtkörpergewicht grösser ist als bei Frauen, haben die Männer sowohl einen höheren Kalium- als auch einen höheren Caesium-Gehalt als Frauen. Ein dauernder Gehalt von 100 Bq ^{137}Cs im Körper einer 70 kg schweren Person führt zu einer Jahresdosis von ca. 0.003 mSv. Ein ^{137}Cs-Wert von 20 Bq entspricht einer Jahresdosis von weniger als 0.0005 mSv pro Jahr. Demgegenüber beträgt die mittlere Jahresdosis durch das natürliche ^{40}K, das wie Caesium im Muskelgewebe eingebaut wird, ca. 0.2 mSv. Das in der Natur vorkommende Kalium besteht zu 0.0118 % aus dem radioaktiven Isotop ^{40}K. Der Kaliumgehalt im Körper nimmt mit zunehmenden Body-Mass-Index leicht ab (BMI = Gewicht / Grösse^2 [kg/m^2]) ab.

5. Lebensmittel

5.1. Radioaktivität in den Lebensmitteln

H. Völkle, J.-L. Andrey, P. Beuret, S. Estier, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck
Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

C. Bajo
Kantonales Laboratorium Aargau, Kunsthausweg 24, 5000 AARAU

U. Vögeli
Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 BERN 9

J.-F. Valley, P. Froidevaux, K. Friedrich-Bénet, J.-J. Geering, F. Barraud, T. Schmittler
Institut universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien sowie Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2002 ausser Spuren von ^{137}Cs, ^{90}Sr und Tritium keine anderen künstlichen Radionuklide nachweisbar. Beim Wildfleisch (mit Ausnahme der Wildschweine aus dem Tessin) und den durch Tschernobyl meistbelasteten Pilzsorten ist eine weitere Abnahme zu erkennen. Infolge der geringen Konsumraten führen diese Aktivitäten nicht zu nennenswerten Strahlendosen. Die künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln verursachte 2002 im Landesdurchschnitt Strahlendosen von wenigen Tausendsteln mSv.

5.1.1 Messprogramm

Die Überwachung der Radioaktivität von Lebensmitteln erfolgt in Zusammenarbeit zwischen Bundesstellen und den Kantonalen Laboratorien, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei. Die Messungen umfassen die Hauptnahrungsmittel Milch und Getreide, sowie stichprobenweise Wildfleisch und Wildpilze und Importe. Für Radionuklide in Lebensmitteln gelten Toleranzwerte und Grenzwerte gemäss *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV)* siehe Seite B.1.3.

5.1.2 Ergebnisse der Überwachung

Künstliche Radionuklide wie Tritium, ^{90}Sr und ^{137}Cs waren 2002 in Lebensmitteln nur noch in Spuren nachweisbar. Lediglich in einem Wildschwein aus dem Tessin wurde eine Grenzwertüberschreitung festgestellt.

a) Hauptnahrungsmittel

Milch (108 Proben): Ausser im Tessin bzw. Alpen lag der ^{137}Cs-Gehalt in der Milch unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/l. Der Toleranzwert beträgt für ^{137}Cs in der Milch 10 Bq/l, der Grenzwert 1000 Bq/l. Im Tessin ergaben sich die folgenden ^{137}Cs-Werte in Bq/l: Rasa-Intragna: 9 -19; Gerosa: 7.9 - 13, Quadroni: 0.6 – 1; Rodi-Fiesse: 0.5 – 2.6; Sessa: 0.24, Novaggio: 0.3. Beim ^{90}Sr lagen die Werte im Mittelland und Jura zwischen 0.02 und 0.19 Bq/l, in den Alpen (Mürren/BE) zwischen 0.24 (Winterfütterung) und 0.33 (Sommerfütterung auf der Alp), in Davos 0.34 Bq/l und im Tessin zwischen 0.2 und 0.42 Bq/l. Der mittlere Gehalt des natürlichen ^{40}K beträgt rund 50 Bq/l, entsprechend 1.6 g K/l. Die Resultate der in denselben Gegenden erhobenen **Erd- und Grasproben** sind im Kapitel 4.3. zusammengestellt.

Getreide: 16 Proben aus den Regionen VD, FR, BE, SO, LU, AG, ZH, TG, SG, sowie aus der Umgebung der KKW Mühleberg, Leibstadt, Gösgen, Beznau bzw. des PSI ergaben für ^{137}Cs weniger als 0.6 Bq/kg und für ^{90}Sr zwischen 0.2 und 0.8 Bq/kg. Die Proben aus der Umgebung der KKW zeigten keinen Unterschied zu denjenigen aus der übrigen Schweiz.

Fleisch Inland: 20 Proben von Schinken, Speck, Coppa, Salami und Pancetta ergaben für den ^{137}Cs-Gehalt ausschliesslich Werte unter 2 Bq/kg.

Wildschweine: Bei den 188 im Winter 2002/03 im Tessin geschossenen Wildschweinen wurde vor Ort mit einem Dosisleistungsmessgerät eine Triagemessung durchgeführt, damit der Kantonsveterinär über deren Freigabe entscheiden konnte. Bei einem Tier, dessen ^{137}Cs deutlich höher war als bei den übrigen, und das daher beschlagnahmt werden musste, ergab die Messung im Labor 6950 Bq/kg ^{137}Cs. Bei den übrigen Tieren lag der Messwert deutlich tiefer, sodass keine Massnahme erforderlich war.

b) Pilze (105 Proben)

Für **Wildpilze** gilt bezogen auf Frischgewicht gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs/kg bzw. ein Grenzwert von 1'250 Bq ^{137}Cs/kg. Es wurden sowohl einheimische wie importierte Wildpilze gemessen. Die Resultate, bezogen auf das Frischgewicht (bei Messung in getrockneter Form durch Division mit einem Faktor 10 umgerechnet) sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Keine der Proben lag über dem Toleranzwert. Seit Herbst 1999 wird beim **Wildpilzimport** aus Osteuropa ein Radioaktivitätszertifikat verlangt. Die in grösseren Mengen importierten Pilzsorten sind Steinpilze, Morcheln und Pfifferlinge (*Cantharellus cibarius*). Alle gemessenen Werte lagen unterhalb des Toleranzwertes. Importierte Zuchtpilze: 8 Proben: 6 Bq ^{137}Cs/kg frisch.

Tabelle 1: ^{137}Cs in Wildpilzen (Bq/kg frisch)

Gattung	Anzahl	Wertebereich (Median)
einheimische		
Zigeuner	1	195
Maronenröhrlinge	2	24-262 (143)
Lacktrichterlinge	2	33-178 (105)
Andere Röhrlinge	5	11-113 (83)
Steinpilze	3	29-42 (34)
Herbstrompeten	2	0.4-2 (1)
übrige Pilze	9	1-36 (10)
importierte		
Semmelstoppelpilze	3	340 – 530 (360)
Eierschwämme	11	1 - 270 (21)
Morcheln	21	0 – 13 (3.5)
Steinpilze	20	0 – 34.6 (1.5)
Herbsttrompeten	6	0 – 27 (3.6)
übrige Pilze	10	0 – 3 (1)

c) Weitere Lebensmittel

Wildimporte: 32 Proben ergaben Werte für ^{137}Cs zwischen < 1 und 35 Bq/kg: Reh Median = 8 (Anzahl 9); Hirsch: < 3 (Anzahl 9); Wildschwein: <3 (Anzahl 9); Ren: 1 Probe mit 183 Bq/kg; übrige: <1 (Anzahl 4).

d) Tritium in Milch und Gemüse

Milch- und Gemüseproben aus der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE ergaben im Destilat 16 bis 26 (5 Milchproben) bzw. 28 bis 107 Bq (10 Gemüseproben) Tritium pro Liter. Der Toleranzwert für Tritium in Lebensmitteln beträgt gemäss FIV 1'000 Bq/kg.

5.1.3 Bewertung und Interpretation

Für die **Strahlenexposition** der Bevölkerung durch ^{137}Cs in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Aktivitätsmesswerte meist unter der Messgrenze liegen. Die vereinzelt festgestellten Überschreitungen des Toleranzwertes haben keinen Einfluss auf die Strahlenexposition der Bevölkerung. Die Strahlendosis durch über die Nahrung aufgenommene **künstliche Radioaktivität** (^{90}Sr und ^{137}Cs) liegt bei durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten unter 0.005 mSv pro Jahr. Der Beitrag durch ^{239}Pu und ^{240}Pu macht etwa ein halbes Prozent davon aus.

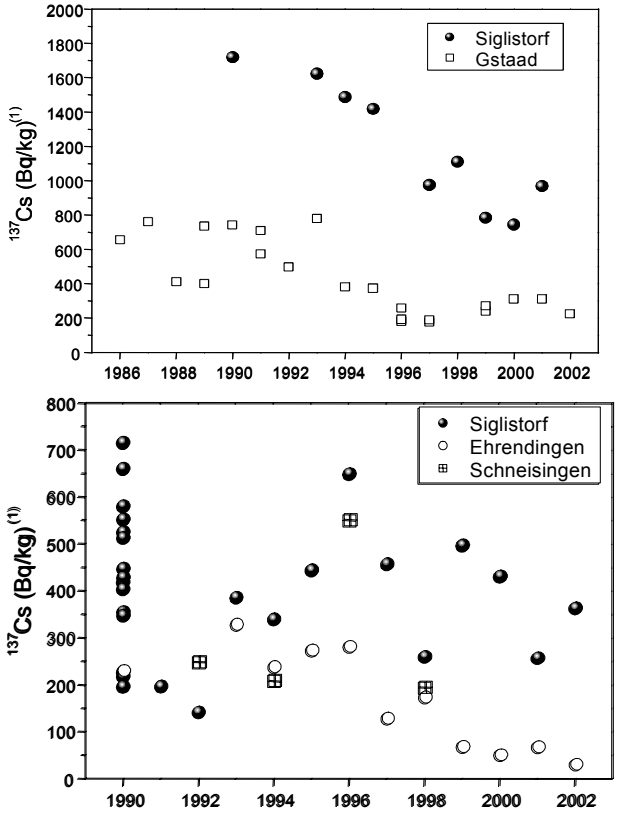


Fig.1: Zigeunerpilze (oben) und Maronenröhrlinge (unten) aus BE und AG (Aktivität auf 1.5.86 zurückgerechnet)

Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen **natürlichen Radionuklide** im menschlichen Körper bei durchschnittlich 0.38 mSv, davon stammen rund 0.18 mSv von ^{40}K, der Rest von Uran, Radium und Thorium (0.04 mSv) bzw. ^{210}Pb und ^{210}Po (0.12 mSv) sowie von den kosmogenen Radionukliden ^{3}H (Tritium), ^{7}Be, ^{14}C, ^{22}Na (zusammen 0.015 mSv) und vom ^{87}Rb (0.006 mSv). Die direkt über die Atmung in den Körper gelangenden Radon-Folgeprodukte im Hausinnern sind in dieser Auflistung nicht inbegriffen; sie führen (siehe Kapitel 2) in der Schweiz im Durchschnitt zu einer effektiven Dosis von rund 1.6 mSv/Jahr mit Extremwerten bis 100 mSv/Jahr.

4.4. Quell-, Grund- und Sickerwässer

Heinz Surbeck
Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN), Rue Emile-Argand 11, 2007 NEUCHÂTEL

4.4.1 Zusammenfassung

Seit dem 1.1.2002 werden vom Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN) im Auftrag des BAG Quell-, Grund- und Sickerwässer beprobt und auf ihren Gehalt an Radionukliden untersucht. Da die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen den grössten Dosisbeitrag beim Konsum von Trinkwasser liefern, liegt der Schwerpunkt der Analysen bei diesen Nukliden. Es wird gezeigt, welche Nuklide vor allem im Trinkwasser vorkommen, wie sie am CHYN analysiert werden und wozu die Daten gebraucht werden können.

4.4.2 Einleitung

Dank einem langfristigen Vertrag zwischen dem BAG und dem CHYN konnte ab dem 1.1.2002 ein Labor für die Bestimmung von Radionukliden im (Grund-) Wasser am CHYN aufgebaut werden. Die Alpha-, Beta- und Gamma-Messplätze sind seit Februar 2002 in Betrieb. Zusätzlich werden seit Mai 2002 auch Radon-Messungen im Gelände durchgeführt (Einzelproben und kontinuierlich). Neben Routinemessungen an Wasserproben zum Aufbau einer Datenbank über Radionuklide in Schweizer Trinkwässern ist das Labor an Forschung und Unterricht des CHYN beteiligt. Durch diese Beteiligung ist es möglich, gezielt repräsentative Proben zu erheben, die zum Verständnis der Herkunft erhöhter Radionuklidgehalte beitragen können. Das grösste Projekt in dieser Richtung ist eine Dissertation beim CHYN über den Gehalt natürlicher Radionuklide in den Grund- und Quellwässern des Kantons Graubünden. Das Labor kann auch von der grossen Erfahrung des CHYN mit der Gefährdung des Grundwassers durch Deponie-Abwässer und ungenügende Filtrierung in Karstsystemen profitieren. Dadurch ist es möglich, gezielt Proben besonders gefährderter Wasserversorgungen zu nehmen, insbesondere im Falle eines Unfalls in der Art von Tschernobyl oder eines Transportunfalls. Als "Gegenleistung" kann das Labor dem CHYN helfen, in der Umwelt vorhandene Radionuklide als Tracer und als "Fingerprints" zu nützen. Durch die Beteiligung des Labors am Unterricht werden die zukünftigen Hydrogeologen für mögliche Probleme mit Radionukliden im Trinkwasser sensibilisiert.

4.4.3 Radionuklide der Uran- und Thorium-Reihen im Grundwasser

Die ^{238}U, ^{232}Th und ^{235}U Reihen umfassen zusammen etwa 20 Nuklide mit einer Halbwertszeit > 1 min (Fig.1).

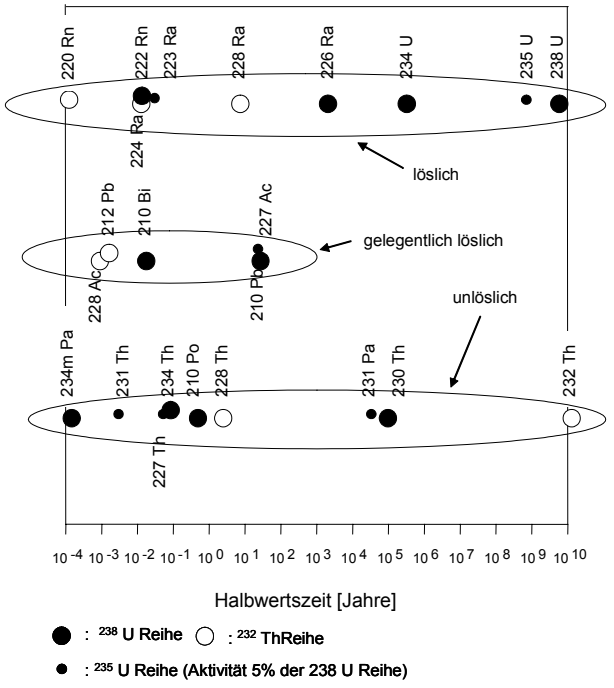


Fig. 1: Übersicht über die Isotopen der Uran- und Thorium Reihen, geordnet nach Halbwertszeiten und Löslichkeiten [6].

Gut löslich sind in Wässern von Trinkwasser-Qualität aber nur Uran, Radium und Radon. Unter reduzierenden Bedingungen (Sauerstoffmangel) ist Uran allerdings schlecht löslich. Bei genügend Sauerstoff ist Uran gut löslich, aber es können sich Fe-Hydroxide bilden an denen das Radium adsorbiert wird. Die ^{235}U-Reihe wird hier vernachlässigt, da bei Natururan das ^{235}U/^{238}U Aktivitäts-Verhältnis nur 0.05 beträgt. ^{220}Rn wird ebenfalls vernachlässigt. Mit einer Halbwertszeit von 56 s, zerfällt es noch während der Probenahme. Zu analysieren bleiben noch ^{234}U, ^{238}U, ^{228}Ra, ^{226}Ra und ^{222}Rn (Fig.2)

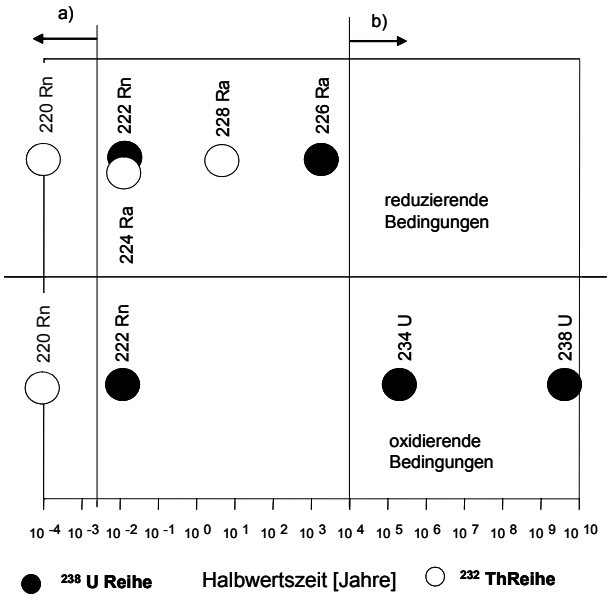


Fig. 2: die im Grundwasser bei unterschiedlichen Redox-Bedingungen hauptsächlich zu erwartenden Radionuklide der Uran- und Thorium- Reihen.

a) Nuklide mit Halbwertszeiten unter dieser Limite zerfallen oder werden aufgebaut während des Transports oder der Lagerung der Proben.

b) Nuklide mit Halbwertszeiten über dieser Limite können auch mit Massenspektrometrie bestimmt werden.

4.4.4 Analysen-Methoden

4.4.4.1. ^{234}U, ^{238}U und ^{226}Ra

^{234}U und ^{238}U und ^{226}Ra werden alphaspektrometrisch bestimmt. Dank der Präparations-Methode mit selektiver Adsorption an einer dünnen Schicht [1] ist der Arbeitsaufwand wesentlich kleiner als bei klassischen radiochemischen Methoden. Für die Radium-Adsorption wird eine MnO_2-Schicht verwendet, für das Uran eine dünne Schicht eines Ionentauscher-Harzes (Diphonix, Eichrom). Die Eindringtiefe der Nuklide in die Schichten ist beim MnO_2 < 1 µm, beim Ionentauscher max. einige µm. Dadurch ergibt sich eine sehr gute Energieauflösung (Fig. 3, 4). Für 100 ml Proben und eine Messzeit von 80'000 s lässt sich eine Nachweisgrenze für ^{226}Ra, ^{234}U und ^{238}U von je 5 mBq/l erreichen.

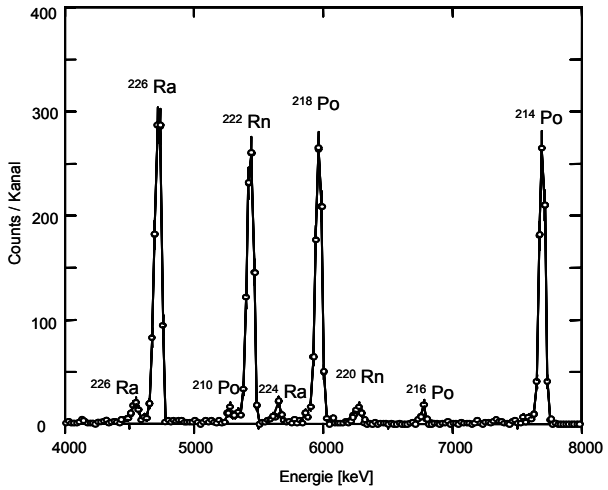


Fig. 3: Alphaspektrum einer Mineralwasser-Probe nach Adsorption an eine MnO_2-Schicht.

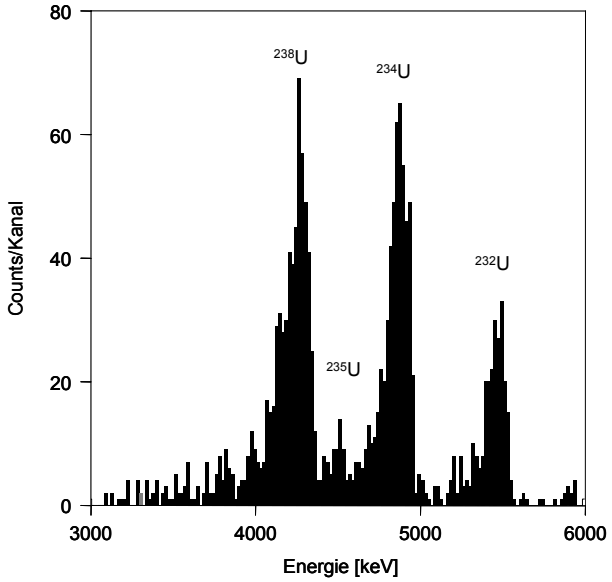


Fig. 4: Alphaspektrum einer Mineralwasserprobe nach Adsorption an eine Diphonix-Schicht. ^{232}U Tracer: ca. 200 mBq/l.

Die Ra-adsorbierenden MnO_2-Schichten haben sich für die Präparation der Proben für die Alpha-Spektrometrie bewährt. Sie werden nun auch von 2 Firmen kommerziell hergestellt und vertrieben. Sie wurden auch für die Messkampagne im Kanton Graubünden vom KL-GR hergestellt und eingesetzt (ca. 360 Proben).

Für einige Anwendungen wäre es aber nützlich, eine Ra-adsorbierende Schicht zu haben, die auch bei tiefem pH eingesetzt werden kann. Bei Wässern mit hohem Eisen-Gehalt (mg/l) besteht die Gefahr, dass Fe-Hydroxid ausfällt und ein Teil der Radionuklide daran adsorbiert wird. Das könnte durch Absenken des pH verhindert werden.

Die MnO_2-Schichten sind aber nur bei einem pH > 4 brauchbar. Deshalb wird gegenwärtig ein von Prof. S. Komarneni an der Pennsylvania State University entwickeltes Material, ein modifiziertes Tonmineral, getestet [4]. Es adsorbiert Ra sehr selektiv. Als dünne Schicht auf einem Substrat fixiert kann es wie die MnO_2-Schichten zur Probenpräparation benützt werden. Die bis jetzt erst bei pH 6 durchgeführten Experimente zeigen, dass die Ra-Adsorption etwas langsamer als beim MnO_2 ist (Fig. 5). Die Energieauflösung ist aber trotz der gegenüber dem MnO_2 wesentlich dickeren Schicht sehr gut (Fig.6).

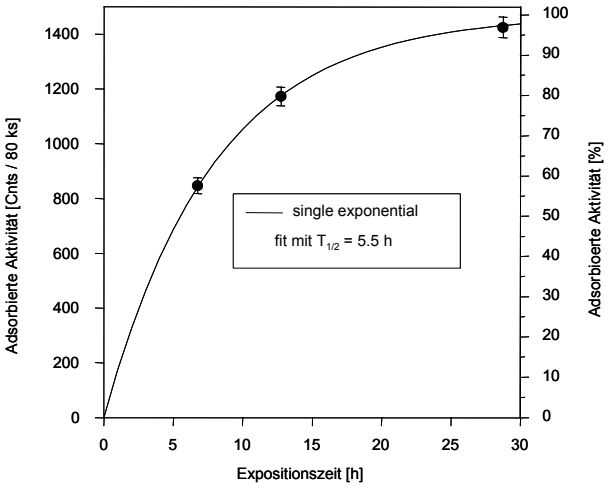


Fig. 5: Isotherme bei 25 C für die Adsorption von ^{226}Ra an einer Schicht von Na_4-mica. Schichtfläche 2.6 cm^2, Probenmenge 80 ml, ^{226}Ra Konzentration 1 Bq/l, Messung mit 900 mm^2 Si-Detektor. Abstand Probe-Detektor 10 mm

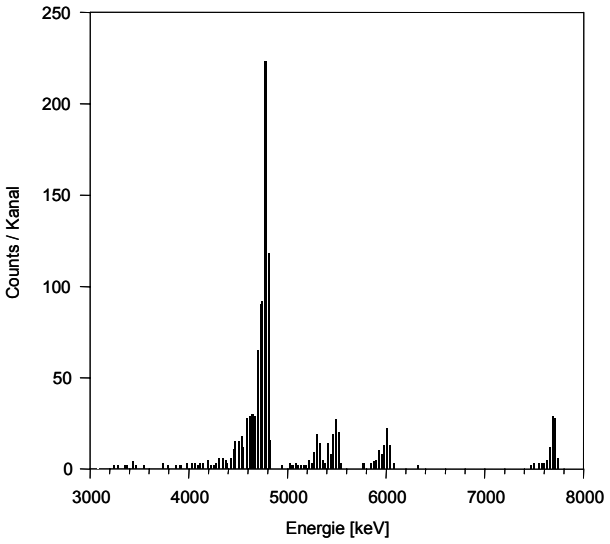


Fig. 6: Alphaspektrum für eine Na_4-mica-Schicht (2.6 cm^2) nach 29h Exposition in 80 ml einer 1 Bq/l ^{226} Ra Lösung. Gemessen mit einem 900 mm^2 Si-Detektor im Abstand von 10 mm. Messzeit 80'000 s.

4.4.4.2 ^{228}Ra

^{228}Ra kann entweder mit Gammaspektrometrie über das kurzlebige Tochterprodukt ^{228}Ac oder mit Alphaspektrometrie nach Aufbau des ^{228}Th bestimmt werden (Fig.7).

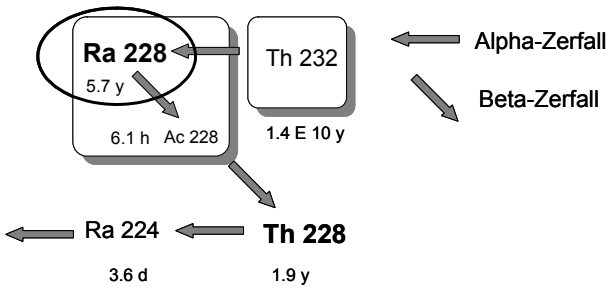


Fig. 7: Zerfallsreihe des ^{232}Th.

Die Probenvorbereitung für die Gammaspektrometrie erfolgt entweder durch Eindampfen oder durch Adsorption an einem Kationentauscher. Die anschliessende Messung mit einem low-level Bohrlochdetektor liefert bei 1 Liter Ausgangsmaterial eine Nachweisgrenze von 50 bis 80 mBq/l, bei einer Messzeit von 2 Tagen. Diese Nachweisgrenze liegt bei ca. 10% der schweizerischen Limite, genügt aber nicht um die Einhaltung der strengeren deutschen Limite (20 mBq/l) für Säuglingsanfangsnahrung zu überprüfen. Eine tiefere Nachweisgrenze lässt sich mit wesentlich grösseren Probenvolumina oder durch Alphaspektroskopie, allerdings erst nach einer Wartezeit von einigen Monaten, erreichen. Bei stark mineralisierten Wässern ist aber die Probenmenge dadurch beschränkt, dass nur wenige Gramm Eindampfrückstand im Bohrloch des Detektors Platz finden. Bei der Adsorption an Ionentauschern kann aus dem gleichen Grund nur wenig Harz (max. 2 ml) verwendet werden. Bei 0.5 "bed-volumes"/min ergibt das bei mehreren Litern Probe sehr lange Präparationszeiten.

Im Labor des CHYN wird daher nur noch die Alphaspektrometrie-Methode benutzt [2]. Die für die ^{226}Ra Bestimmung benützten MnO_2-beschichteten Plättchen werden nach einer Lagerzeit von einigen Monaten noch einmal gemessen. Das ^{228}Th baut sich aus dem ^{228}Ra anfänglich mit einer Rate von etwa 3% pro Monat auf (Fig. 8).

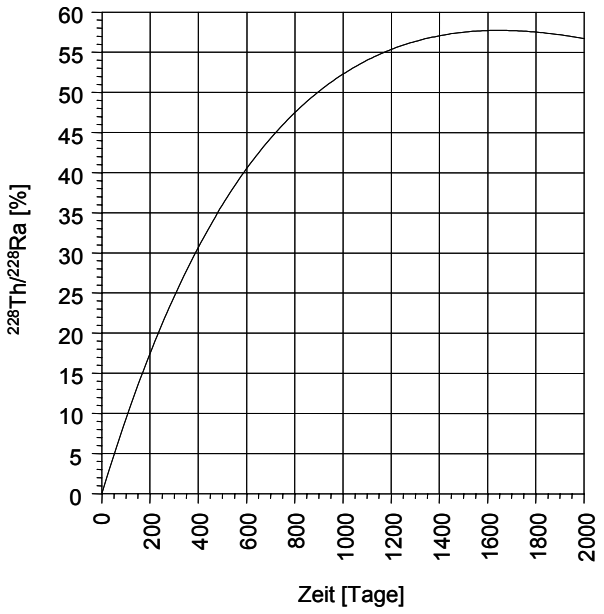


Fig. 8: Aufbau des ^{228}Th aus dem ^{228}Ra

Da neben dem ^{228}Th auch seine kurzlebigen Tochterprodukte aufgebaut sind (Fig. 9, total 4.64 Alpha-Teilchen) ergibt sich bereits nach 2 Monaten eine tiefere Nachweisgrenze als bei der Gammaspektrometrie.

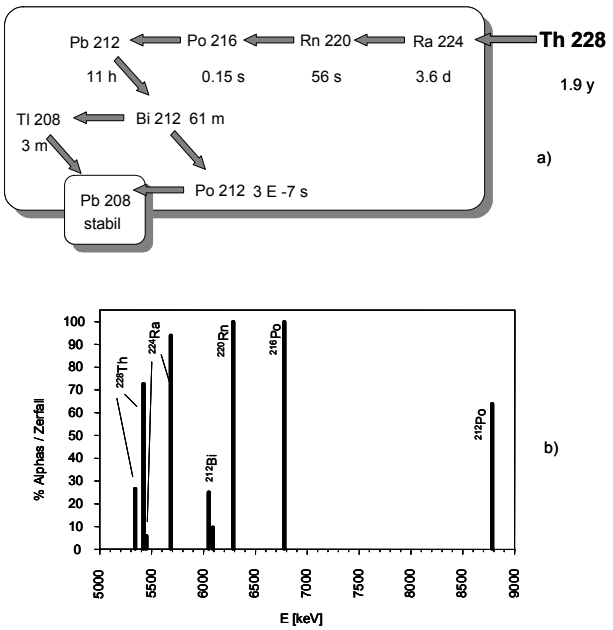


Fig. 9: a) Zerfallsreihe des ^{228}Th,
b) theoretisches Alpha-Spektrum einer > 10 Tage alten ^{228}Th-Probe

Aussderdem braucht es für die Alphaspektrometrie-Methode nur 100 ml Proben. Fig.10 zeigt die Spektren zweier Proben, die nach einer Wartezeit von ca. 2 Jahren gemessen wurden. Die Tochterprodukte des ^{226}Ra sind kaum aufgebaut, da das ^{222}Rn innerhalb seiner Halbwertszeit von 4 Tagen die MnO_2 Schicht verlassen kann. Das ^{222}Rn und seine Tochterprodukte sind dagegen voll aufgebaut, da seine Halbwertszeit von 56 s dem ^{220}Rn offenbar nicht genügend Zeit lässt die Schicht zu verlassen. Da die ^{226}Ra-Tochterprodukte im wesentlichen fehlen und alle Tochterprodukte des ^{228}Th aufgebaut sind und alle Energien der Alphteilchen des ^{228}Th und seiner Töchter deutlich oberhalb des ^{226}Ra peaks liegen wird die Auswertung der Spektren einfach.

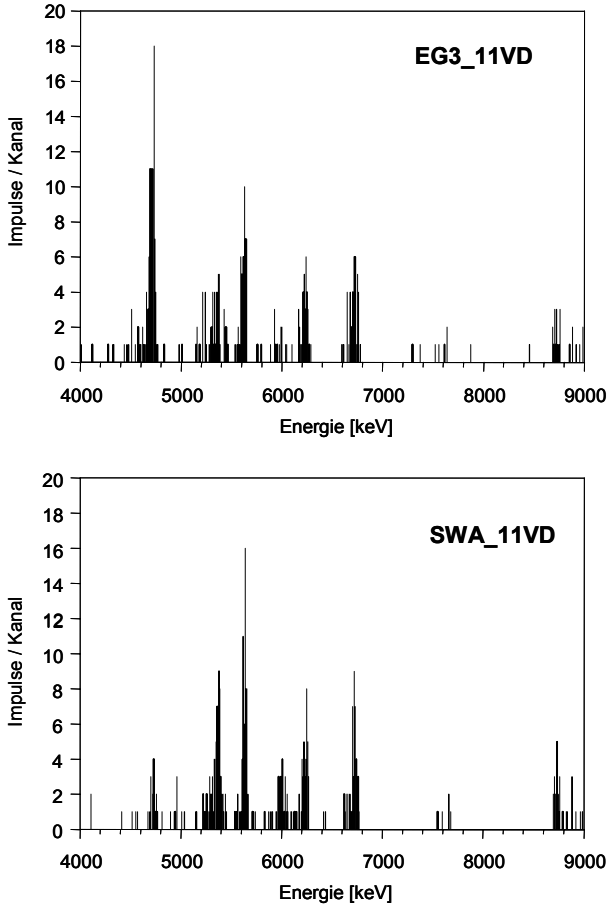


Fig. 10: Alphaspektren von MnO_2-Schichten, die vor ca. 2 Jahren in Radium-haltigen Mineralwässern exponiert wurden. EG3_11VD: ^{226}Ra: (90 ± 10) mBq/l, ^{228}Ra: (100±10) mBq/l
SWA_11VD: ^{226}Ra: (30 ± 10) mBq/l, ^{228}Ra: (160 ± 20) mBq/l

4.4.3 ^{222}Rn

4.4.3.1 Labormessungen

Das LSC-Gerät der Marke Hidex (Triathler) wird routinemässig für die Bestimmung der ^{222}Rn Konzentration in Wasserproben im Labor eingesetzt. 10 ml der Probe werden mit 10 ml Szintillator (Maxilight) versetzt und nach der Separation von Wasser und Szintillator 7 ml des Szintillators abgezogen und gemessen. Da nur der Szintillator gemessen

wird ist das Quenching vernachlässigbar, was zu einer guten Energieauflösung und einer guten Alpha/Beta Separation führt (Fig. 11). Das ergibt eine tiefe Nachweisgrenze von ca. 0.5 Bq/l für eine 10 ml Probe bei einer Messzeit von 1000 s.

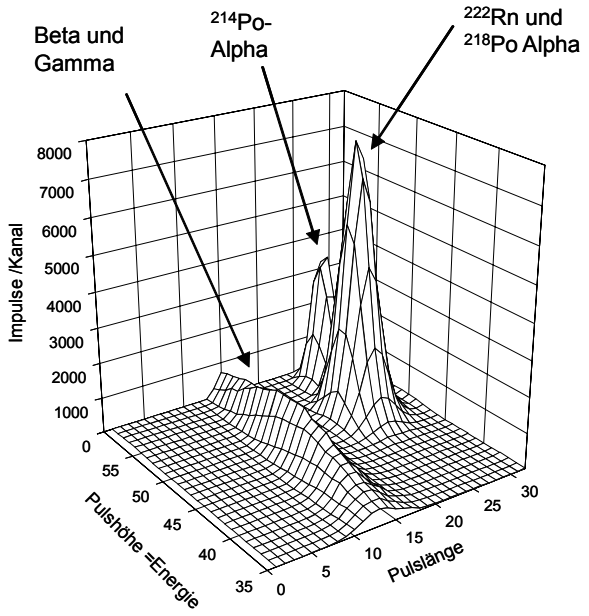


Fig.11: 2-D Spektrum einer Radonprobe, gemessen mit dem Triathler von Hidex. 7 ml Maxilight-Szintillator, 7 ml- frosted glass vial.

4.4.3.2 Feldmessungen

a) Batchmessungen
Für Radonbestimmungen im Wasser werden 250 ml Proben entgast und die Radonkonzentration wird in der Gasphase mit einem RAD7-Radon-Detektor (Niton) gemessen. Die Nachweisgrenze liegt bei etwa 0.5 Bq/l. Die Kalibrierung erfolgt mit Parallelproben, die im Labor mit LSC gemessen werden.

b) Kontinuierliche Messungen
Bei den kontinuierlichen Messungen wird ein geschlossener Luftkreislauf über einen semipermeablen Schlauch (Accurel) an das zu messende Wasser gekoppelt. Die Radonkonzentration in der Gasphase wird mit einem Lukaszellen-Detektor (Eigenbau) bestimmt [3]. Bei einer Zeitauflösung von 15 min sind Aenderungen der Radonkonzentration im Wasser ab etwa 0.5 Bq/l feststellbar. Die Kalibrierung erfolgt wie für die Batch-Messungen über Parallelproben, die im Labor gemessen werden.

4.4.4 Gammaspektrometrie

Zur Analyse von festen Proben (Gesteine, Böden) und Schlämmen stehen 2 Gamma-Detektoren zur Verfügung:

- Dünner (10mm) HPGe Detektor mit Carbon/Expoxy-Fenster für Messungen bei tiefen Energien (10 keV - 300 keV), in einer Cu-Abschirmung

- HPGe-Bohrloch-Detektor in einer Pb-Abschirmung, für low-level Messungen von Proben bis etwa 3 cm^3

4.4.5 Resultate und Verwendung der Daten

4.4.5.1 Datenbank

Die bisher verstreut, z.T. nicht einmal in elektronischer Form, vorhandenen Daten wurden nun in einer einzigen Datenbank zusammengefasst. Sie enthält im Moment Angaben zu etwa 1200 Proben, davon sind etwa 1/3 Proben die von der SUER bis und mit 2001 und seit Anfang 2002 vom CHYN gemessen wurden. 1/3 sind Proben, die im Rahmen einer Dissertation 2002 im Kanton Graubünden erhoben und gemessen wurden. Die Angaben zu den restlichen Proben stammen aus Publikationen der NAGRA und aus diversen anderen Quellen.

Die Anzahl der pro Probe bestimmten Nuklide ist sehr unterschiedlich, mit folgender Häufigkeit der Angabe eines Wertes: ^{238}U >> ^{234}U > ^{226}Ra >> ^{228}Ra > ^{210}Po > ^{210}Pb > künstl. Radionukl.

Sehr unterschiedlich sind auch Qualität, Nachweisgrenzen und Vollständigkeit (Ort, Datum, Koordinaten, Probennehmer etc.). Dies macht eine statistische Verarbeitung der Daten (Karten, Häufigkeitsverteilung) schwierig. Zugriff zur vollständigen Datenbank haben deshalb vorläufig nur die Mitarbeiter des CHYN-Labors. An Interessenten ausserhalb des Labors können Auszüge entsprechend den gewünschten Such-Kriterien geliefert werden. Aus Datenschutzgründen müssen gewisse Angaben anonymisiert werden. Die Datenbank ist im Rohbau fertigestellt. Die Daten von vor 2002 müssen aber noch überarbeitet und auf ihre Qualität überprüft werden. Es soll auch versucht werden weitere Daten anderer Labors und Organisationen zu integrieren.

Die bisher in der Datenbank erfassten Werte ergeben folgendes Bild für die Belastung der Trinkwässer mit Radionukliden:

- Alle untersuchten Trinkwässer, einschliesslich der Flaschenwässer (auch Import) erfüllen die Schweizer Vorschriften für "flüssige Lebensmittel" (Fremd- und Inhaltsstoff-Verordnung).
- Erhöhte ^{226}Ra Konzentrationen sind vor allem in importierten Mineralwässern zu finden.
- Erhöhte Uran-Konzentrationen sind "geologisch bedingt" und zeigen sich insbesondere in Wässern des Wallis.
- Einige Schweizer Mineralwässer weisen ^{228}Ra Konzentrationen auf, die zu Problemen mit dem Export in EU-Länder führen könnten.
- Die künstliche Radioaktivität der Trinkwässer ist vernachlässigbar.

4.4.5.2 Mineralwässer

Erneut gemessen wurden Uran und Radium in den einheimischen Wässern "Heidiland" (Mels) und "Arkina" (Yverdon). Während die (tiefen) Werte bei "Heidiland" seit der letzen Messung (2000) konstant blieben, lag der ^{226}Ra Gehalt im "Arkina" mit (120 ± 10) mBq/l tiefer als bei der Messung vor 2 Jahren ((220 ± 50) mBq/l). Das "Heidiland"-Wasser wird inzwischen nicht mehr produziert.

Die seit kurzem auf dem Schweizer Markt erhältlichen Mineralwässer "Ulmeta", "Uliveto" und "Fonti del Castello" (alle aus Italien) weisen nur Spuren von Radium und Uran auf . Während das auf dem Schweizer Markt nach dem Verbot von 1996 letztes Jahr wieder aufgetauchte "Pedras Salgadas" (Portugal) nur noch etwa 30% des ^{226}Ra Gehaltes von 1996 aufweist, zeigt eine in Portugal gekaufte Pedras-Probe die alten 1996er Werte (> 1 Bq/l an ^{226}Ra).

Die EU-Trinkwasser-Richtlinie 98/83/EC vom 3.11.1998 legt fest, dass die Dosisbelastung durch den Konsum von Trinkwasser 0.1 mSv/a nicht überschreiten soll. Obwohl Art. 3 a) natürliche Mineralwässer ausdrücklich von dieser Richtlinie ausschliesst hat Deutschland bei der Umsetzung in nationales Recht 0.1 mSv/a als Limite für natürliche Mineralwässer festgelegt. Im Gegensatz zur schweizerischen Gesetzgebung werden dabei zur Dosisberechnung altersabhängige Dosisfaktoren benützt. Es wird auch angenommen, dass der gesamte Trinkwasserbedarf durch Mineralwasser gedeckt wird. Eine breit angelegte Untersuchung des Deutschen Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) hat gezeigt, dass unter diesen Annahmen der Konsum zahlreicher in Deutschland verkaufter Mineralwässer in einzelnen Altersgruppen zu Dosen > 0.1 mSv/a führt. Wesentliche Ursache ist der Gehalt an ^{226}Ra und insbesondere ^{228}Ra. Die verwendeten Dosisfaktoren sind für das ^{228}Ra bis zu einem Faktor 6 höher als für das ^{226}Ra. Bei Mineralwasser für die Zubereitung von Säuglingsnahrung, bei Säuglingen die nie gestillt werden, führt das zu Limiten von 120 mBq/l für das ^{226}Ra und zu 20 mBq/l für das ^{228}Ra.

In Schweizer Mineralwässern werden die 120 mBq/l für das ^{226}Ra in einem Fall gerade erreicht. Die wenigen bisher vorhandenen ^{228}Ra Bestimmungen haben aber Aktivitätskonzentrationen in anderen Mineralwässern bis 180 mBq/l gezeigt. Das ist zwar bei weitem keine Überschreitung der gegenwärtig gültigen schweizerischen Limiten.

Es ist daher sicher sinnvoll in Zukunft routinemässig neben dem leichter zu messenden ^{226}Ra auch das ^{228}Ra zu bestimmen. Als einziges gut lösliches langlebiges Nuklid in der ^{232}Th-Reihe liefert das ^{228}Ra auch wertvolle Information für die Hydrogeologie.

Zur Messung des ^{228}Ra siehe Abschnitt 4.4.4.2

4.4.5.3 Zeitreihen

Fünf öffentlich zugängliche Brunnen im Wallis werden seit Februar 2002 monatlich beprobt. ^{222}Rn und Uran werden monatlich gemessen, das ^{226}Ra, das für diese Wässer nahe bei der Nachweigrenze liegt, nur etwa alle 6 Monate. Die Auswahl der Brunnen erfolgte aufgrund früherer Messungen, die entweder hohe Uran- oder hohe Radon-Konzentrationen zeigten. Wie in Fig.12 zu sehen ist, treten nicht nur beim Radon, sondern auch beim Uran beträchtliche zeitliche Schwankungen auf. Die Zeitreihe soll mindestens zwei Jahre lang durchgezogen werden um eventuelle saisonale Trends erkennen zu können. Zur Beantwortung hydrogeologischer Fragen sind diese Proben nicht geeignet. Die Brunnen hängen mit Ausnahme des Brunnens in Finhaut am Trinkwassernetz und können daher Wasser von ganz unterschiedlichen Quellen enthalten. Das zeigt sich besonders beim Brunnen in Brigerbad-Dorf. Bei erhöhtem Wasserverbrauch oder Unterhaltsarbeiten wird Wasser (mit deutlich tieferem Uran-Gehalt) von Brig zugeführt.

Die Beutung dieser Proben liegt beim Strahlenschutz. Sie zeigen, mit welchen zeitlichen Schwankungen der Radionuklid-Konzentration in einem Trinkwassernetz zu rechnen ist.

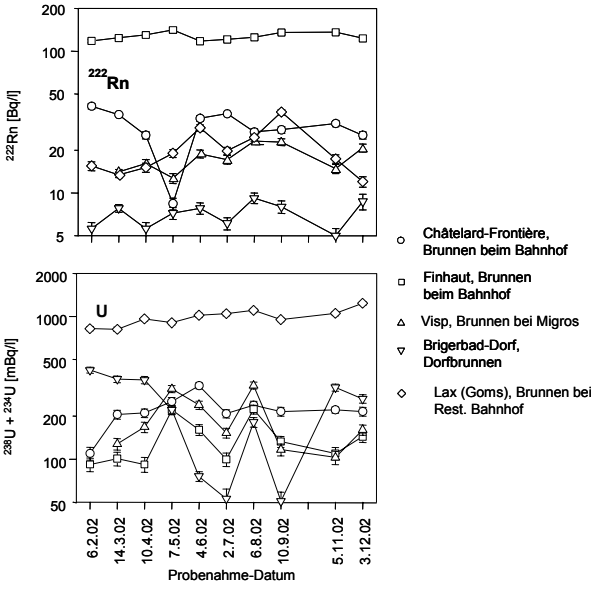


Fig. 12: Zeitreihen für Radon und Uran für 5 öffentliche Brunnen im Wallis

4.4.5.4 Zusammenhang zwischen Radon- und Radium-Konzentration (Diplomarbeit Yanick Lettry)

Radium wird von Fe-Hydroxiden sehr gut absorbiert und produziert so nahe der Oberfläche Radon das leicht ins Wasser austritt und damit transportiert wird. Erhöhte Radonkonzentrationen im Wasser sollten daher von tiefen Radium-Konzentrationen begleitet sein (Fig.13). Das zeigte sich im Laufe einer Diplomarbeit in Aix-en-Provence deutlich bei mehreren Thermal-Quellen und bestätigte damit frühere Messungen in der Schweiz (Fig.14)

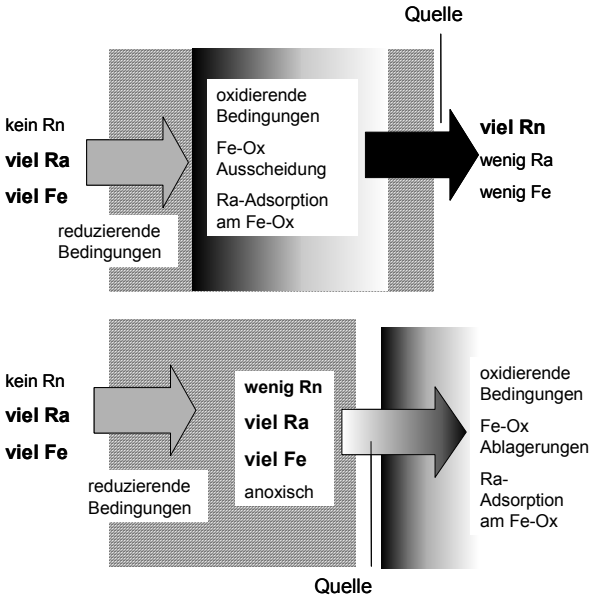


Fig. 13: Modellvorstellung über den Zusammenhang zwischen Radium- und Radon-Konzentration

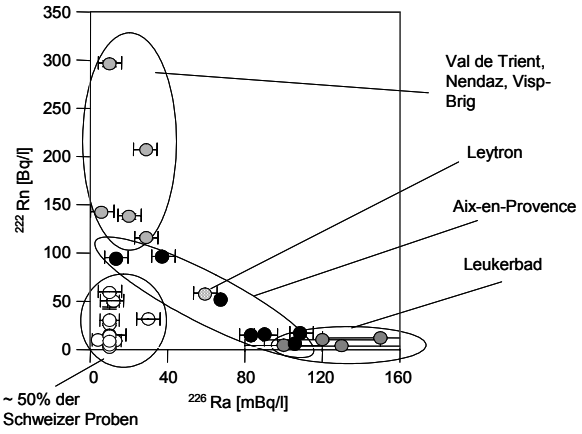


Fig. 14: ^{222}Rn vs. ^{226}Ra

4.4.5.5 Natürliche Radionuklide im Trinkwasser des Kantons Graubünden (Dissertation Otmar Deflorin und Diplomarbeit François Gainon)

Im Kanton Graubünden wurden in der ersten Jahreshälfte 2002 die Trinkwässer sämtlicher Gemeinden durch das Kantonale Labor beprobt. Neben den üblichen Parametern wurden zusätzlich auch Uran, ^{222}Rn und ^{226}Ra an den 360 Proben bestimmt. Die Bestimmung des Urans erfolgte mittels ICP-MS am KL-ZH. ^{222}Rn wurde durch Ausgasen und anschliessende Messung der Radonkonzentration im Luftkreislauf bestimmt (Niton RAD7). ^{226}Ra wurde durch Adsorption des Radiums an einer MnO_2-Schicht und anschliessende Alphaspektrometrie gemessen. Diese Probenahmen und Messungen sind Teil einer Dissertation beim CHYN und erfolgen in enger Zusammenarbeit mit dem Radionuklidlabor des CHYN, das das know-how zur Verfügung stellt und sich um die Kalibrierung für das ^{222}Rn und das ^{226}Ra kümmert. Die Resultate wurden inzwischen publiziert [5].

In einer weiteren Kampagne werden gegenwärtig die Mineralwasser-Quellen des Kantons Graubünden beprobt und die MnO_2 Plättchen ein zweites Mal gemessen um das ^{228}Ra zu bestimmen.

Mit der Diplomarbeit eines Hydrogeologie-Studenten des CHYN, die im Herbst 2002 begann, soll der Ursache für die extrem hohe Radonkonzentration in der Quelle St. Placi bei Disentis nachgegangen werden. Die Quelle, deren Wasser früher im "Disentiserhof" als Badekur-Wasser genutzt wurde, weist mit 650 Bq/l die höchste bisher in der Schweiz gemessene Radon-Konzentration auf.

4.4.5.6 Kombinierte Radon- und Tritium-Messungen (Feldkurs 2002)

In der Nähe von Buix, an der Allaine, NE von Porrentruy liegt ein Übungsfeld für die Hydrogeologie-Studenten des CHYN. 2002 wurden erstmals Radionuklide mit in den Feldkurs einbezogen. Das Übungfeld, eine Alluvial-Ebene, grenzt im NE an den Fluss Allaine und im SW an steil ansteigende stark verkarstete Juraformationen mit Quellaustritten. Das Grundwasser in dieser Ebene wird von der Gemeinde Buix aus einer untiefen Bohrung ("Captage") als Trinkwasser genutzt. Herkunft und Verweilzeit des Grundwassers sind nicht ganz klar. Es gibt Vermutungen, dass neben der Infiltration aus der Allaine Tiefenwässer einen wesentlichen Anteil ausmachen. Die dieses Jahr erstmals durchgeführten Radon-, Radium. Uran- und Tritium-Bestimmungen sprechen gegen diese Vermutung (Fig.15). Proben aus dem Grundwasser ("Captage", B14) haben praktisch die gleich grosse Tritium-Konzentration wie die Allaine (ca. 6 Bq/l). So hohe Werte sind bei Tiefenwässern nicht zu erwarten. Sie sind auch deutlich höher als die Tritium-Konzentrationen in den Karstquellen ("Hugli", S11, S10, "Madonne" und "Volcan") die nahe an den 2 Bq/l liegen, die für frisches Regenwasser zu erwarten sind. Ausserdem ist im Wasser aus der "Captage" kein ^{226}Ra nachweisbar (< 5 mBq/l), im Gegensatz zu den (160 ± 30) mBq/l die im "Dogger-Wasser" in einer Tiefbohrung im benachbarten Courtemaîche gefunden wurden.

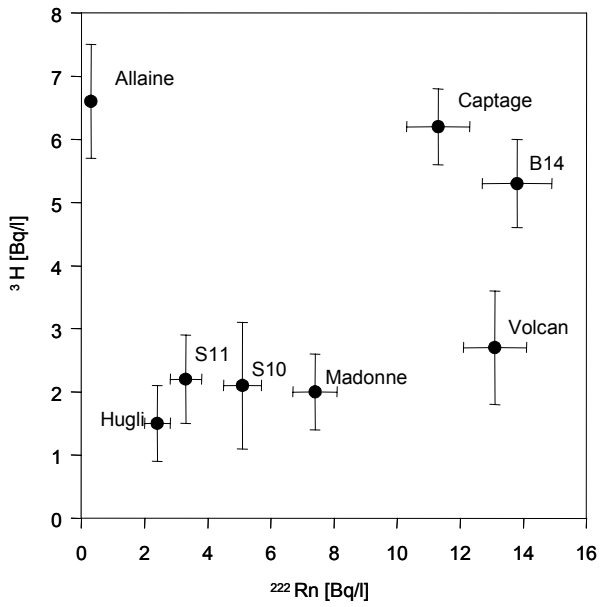


Fig. 15: Tritium- und Radonmessungen an Proben aus dem Versuchsfeld von Buix. Probenahme vom 19.3.02. Tritium-Messungen durch die SUER in Fribourg.

Die ^{222}Rn-Konzentration ist ein Mass für die Verweilzeit des Wassers im Boden. Aus der Allaine infiltriertendes, radonfreies Wasser nimmt mit der Zeit Radon aus dem Aquifermaterial auf. Nach 10 bis 20 Tagen Verweilzeit ist ein Gleichgewicht zwischen Aufnahme und Zerfall erreicht. Die Bohrung B14 (Piezometer) liegt weit genug von der Allaine weg so dass der Wert von ca. 14 Bq/l als Gleichgewichtswert angesehen werden kann. Der Wert in der "Captage" ist nicht weit davon entfernt und steigt beim Abpumpen auf gut 14 Bq/l an. Das Wasser ist also zwischen der Allaine und der "Captage" mindestens 10 Tage unterwegs, eine gute Voraussetzung dafür, dass sich Verschmutzungen der Allaine nicht zu sehr auf das Wasser der "Captage", oder zumindest mit erheblicher Verzögerung, auswirken sollten.

Ein Spezialfall für sich ist die Quelle "Volcan". Sie reagiert zwar wie eine Karstquelle sehr rasch und heftig auf Niederschläge (daher der Name), die ^{222}Rn Konzentration ist aber viel zu hoch für eine Karstquelle, vergleichbar mit dem Wert für die "Captage" oder B14.

Die ca. 6 Bq/l Tritium in der Allaine sind deutlich höher als die etwa 2 Bq/l in frisches Niederschlägen in der Schweiz. Da die Werte für die "Captage" und B14 auch so hoch sind, dürften die 6 Bq/l nicht einfach eine einmalige Erhöhung gewesen sein. Es ist daher vorgesehen, die Allaine regelmässig zu beproben und auch ein Profil längs des Flusses aufzunehmen um die Kontaminations-Quelle zu lokalisieren.

4.4.5.7 Kombinierte Radon- und CO_2-Messungen (Diplomarbeit Ludovic Savoy)

15% des Trinkwassers wird in der Schweiz aus Karstquellen bezogen, aus Quellen die als besonders kontaminations-gefährdet gelten, da die Aufenthaltszeit des Wassers im Karst im allgemeinen als sehr kurz angenommen wird. Es gibt nun aber Hinweise darauf, dass in der Übergangszone zwischen Boden und Karst, dem "Epikarst" grosse Mengen Wasser über längere Zeit gespeichert bleiben können. Am CHYN läuft dazu seit einigen Jahren ein Forschungsprojekt mit dem Ziel die Transportvorgänge und biologischen Prozesse im Epikarst besser zu verstehen. Biologische Prozesse können bei längerer Aufenthaltszeit des Wassers zu einem natürlichen Abbau von Schadstoffen führen. Eine längere Aufenthaltszeit als bisher angenommen würde auch Karstwässer wesentlich weniger anfällig auf Kontaminationen durch radioaktiven Fallout machen.

Um die Rückhaltung des Wassers im Epikarst abschätzen zu können, sollte an der Quelle zwischen frischem Regenwasser, Wasser aus dem Boden, Wasser aus dem Epikarst und Wasser aus dem

Speichergestein unterschieden werden können. Das gelingt nur zum Teil durch Zugabe künstlicher Tracer zum Wasser bei Beregnungsversuchen. Im Rahmen einer Diplomarbeit beim CHYN wurde nun versucht natürlich im Boden vorhandene Tracer zu nützen.

Diese sind Radon, das im Boden in wesentlich höheren Konzentrationen als in tieferen Schichten (Epikarst, Speichergestein) vorhanden ist und CO_2, das im Boden durch Mikroorganismen produziert wird. Niederschlagswasser transportiert das Radon und das CO_2 aus dem Boden in tiefere Schichten. Das Radon zerfällt dabei mit einer Halbwertszeit von etwa 4 Tagen, das CO_2 reagiert aber viel langsamer mit dem Kalk. Es stehen daher zwei natürliche Tracer mit sehr unterschiedlichen Halbwertszeiten zur Verfügung. Im Regenwasser sind sowohl die Radonkonzentration als auch die CO_2-Konzentration sehr tief. Die Wässer aus den verschiedenen Medien können daher unterschieden werden. Zur Unterscheidung von Niederschlagswasser und Speichergestein-Wasser, die beide nur wenig Radon und CO_2 enthalten, kann die Leitfähigkeit benützt werden, die beim Regenwasser sehr tief ist.

Um diese Hypothese zu testen wurde in einer Karsthöhle im Jura (Milandre bei Boncourt) Ende August 2002 eine Apparatur zur kontinuierlichen Messung von Radon und CO_2 im Wasser montiert. Erste Resulate zeigen, dass wir mit der Hypothese auf dem richtigen Weg sind. Die Untersuchungen werden nun im Rahmen zweier Dissertationen weitergeführt. Eine wird sich auf Karstsysteme des Juras konzentrieren, bei der anderen wird ein Karstsystem im Gruyère (Kt. Freiburg) untersucht.

4.4.6 Danksagung

Diese Untersuchungen sind nur dank der Unterstützung durch das BAG möglich, das die Messgeräte zur Verfügung stellt und den Betrieb des Radionuklid-Labors des CHYN finanziert.

4.4.7 Literatur

[1] Surbeck, H., Alpha spectrometry sample preparation using selectively adsorbing thin films, Applied Radiation and Isotopes 53 (2000) 97-100

[2] Eikenberg, J., Tricca, A., Vezzu, G., Bajo, S., Ruethi, M. and Surbeck, H., Determination of Ra-228, Ra-226 and Ra-224 in natural water via adsorption on MnO_2-coated discs, J. Environmental Radioactivity 54 (2001), 109-131

[3] Surbeck, H., A radon-in-water monitor based on fast gas transfer membranes, In: Proc. Int. Conf on Technologically Enhanced Natural Radioactivity, 16-19 Sept. 1996, Szczyrk, Poland.

[4] Komarneni, S., Kozai, N. and Paulus, W.J. Superselective clay for radium uptake Nature 410, 771 (2001)

[5] Deflorin, O. und Surbeck, H., Natürliche Radionuklide im Trinkwasser am Beispiel des Kantons Graubünden. GWA (Gas, Wasser, Abwasser), 1, 2003, 40 - 45.

[6] Osmond, J.K. and Cowart J.B., in Uranium Series Disequilibrium, Ivanovich, M. and Harmon, R.S. (Eds), Claredon Press, Oxford 1982, 207

4.3. Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, J.-J. Geering, K. Friedrich-Bénet, T. Schmittler, F.Barraud, J.-F. Valley
Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

H. Völkle, M. Jungck
Section de surveillance de la radioactivité (SUER), Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Dr. M. Burger, E. Schmid, F. Byrde, A. Jakob, M. Astner
Laboratorium Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 SPIEZ

Résumé

Les mesures γ et de ^{90}Sr sont effectuées sur le sol (0-5 cm) et sur l'herbe car ils représentent les compartiments de l'environnement touchés en premier par d'éventuelles retombées de substances radioactives. A plus long terme, la contamination de l'herbe se fait par translocation des radioéléments du sol vers la plante par les racines. Seul le strontium, élément apparenté au calcium, est susceptible d'être transféré de la sorte à la plante. Les actinides comme le plutonium et l'américium, fortement adsorbés aux particules de sol, ne sont pas accumulées de manière significative par les racines des plantes. Les résultats des mesures effectuées sur l'herbe montrent une activité en ^{90}Sr normalisée à la masse de calcium située entre 0.11-0.40 ^{90}Sr Bq/g Ca dans les sites de plaines, entre 0.2-1.0 pour le Jura et 0.4-1.32 pour les Grisons et le Tessin. Le ^{137}Cs n'est mesurable au-dessus de 0.5 Bq/kg d'herbe sèche uniquement dans les régions touchées par les retombées de Tchernobyl (Tessin) avec des valeurs situées entre 0.5-26 Bq/kg MS ou sur les reliefs (Alpes, Jura) où l'activité en ^{137}Cs provenant des retombées des années soixante est sensiblement égal ou supérieur à celle des retombées de Tchernobyl dans la couche 0-5 cm du sol (0.7-4.1 Bq/kg MS). Le rapport isotopique $^{234}U/^{238}U$ (~ 1.0) mesuré sur quatre herbes montre que l'uranium présent dans ces échantillons est d'origine naturelle.

4.3.1 Introduction

La présence de radioéléments dans le sol et l'herbe provient de deux sources : la radioactivité naturelle, représentée principalement par la série de l'uranium, la série du thorium et le ^{40}K , et la contamination de l'environnement par des radioéléments dont l'origine est les essais d'armes atomiques réalisés dans l'atmosphère durant les années soixante. Dans une certaine mesure, on peut encore y ajouter l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl, notamment pour le ^{137}Cs. Les radioéléments artificiels mesurables actuellement au-dessus de la limite de détection dans le sol et l'herbe en Suisse sont le ^{137}Cs et le ^{90}Sr. Dans le sol, on peut encore détecter le plutonium et l'américium en trace. Ces actinides étant fortement adsorbés sur les particules de sol, ils ne transfèrent pas de manière significative et mesurable dans l'herbe [1]. L'uranium, par contre, est un actinide qui peut être transféré dans les plantes, notamment lorsqu'il est présent dans le sol sous forme de cation uranyle (UO_2^{2+}). Le contenu en uranium des plantes est ainsi fonction de la géologie du sol [2]. En Suisse, les dépositions de ^{90}Sr, ^{137}Cs, de plutonium et d'américium provenant des essais nucléaires sont d'importances diverses en fonction de la géomorphologie du pays. Au nord, la barrière du Jura a reçu des dépositions de l'ordre de 300 Bq/m^2 de plutonium, alors que la moyenne des dépositions de plutonium sur le plateau suisse est de 70 Bq/m^2 [3]. On mesure environ 3500 Bq/m^2 de ^{90}Sr dans le Jura contre 700 Bq/m^2 sur le plateau suisse. La situation est encore plus complexe dans les Alpes due aux très fortes accumulations de précipitations (pluie et neige) et au phénomène de concentration dans les zones de rupture de pente [4]. Schuller et al. [5] ont obtenu une corrélation de 0.79 entre la contamination du sol par le ^{137}Cs (Bq/m^2) des essais nucléaires et le taux de précipitation (mm/a). D'autre part, la contamination du sol par le ^{137}Cs de l'accident de Tchernobyl a été la plus importante dans les régions ayant subi de fortes précipitations dans les jours suivants l'accident. Pour la Suisse, ces régions sont essentiellement le Tessin et, dans une moindre mesure, le nord-est du pays. Dans ce travail, le ^{90}Sr et le^{137}Cs ont été mesurés dans le sol et l'herbe. Depuis 40 ans, ces mesures sont réalisées annuellement et permettent de suivre l'évolution temporelle de ces radioéléments dans les divers compartiments de l'environnement et de la chaîne alimentaire (voir chap. B.6.2). Depuis le milieu des années soixante (traité d'interdiction d'essais d'armes atomiques dans l'atmosphère) on observe une diminution exponentielle de l'activité en ^{90}Sr dans tous les compartiments de l'environnement, avec une période d'environ 9 ans pour le sol et l'herbe et de 13 ans pour le lait [6].

4.3.2 Méthode

Herbe et sol :

L'activité en ^{90}Sr est déterminée par la mesure de son produit de filiation, l' ^{90}Y. Après désorption des cendres de sol et d'herbe par micro-ondes en milieu acide, le strontium et l'yttrium sont préconcentrés sur précipité d'oxalate de calcium. Après destruction de l'oxalate par micro-ondes en milieu nitrique et complexation de l'yttrium par l'acide dipicolinique, le complexe anionique $[Y(dipic)_3]^{3-}$ est retenu sur une colonne anionique (AG 1x4) et élué par NaCl 1M. La source d'yttrium est obtenue par précipitation de l'oxalate et comptée dans un compteur proportionnel à flux de gaz.

Le contenu en calcium des cendres et le rendement en yttrium sont déterminés par absorption atomique.

La limite de détection pour le sol est de 0.3 Bq/kg MS (MS = matière sèche). Elle est de 0.1 Bq/kg MS pour l'herbe.

4.3.3 Résultats de la surveillance

Tableau 1 Radioactivité du sol (0-5 cm) en 2002, en Bq/kg de matière sèche (et Bq/g Ca pour le ^{90}Sr), rapportée à la date du prélèvement. Les intervalles de valeurs indiquent plusieurs prélèvements pour un site.

Canton/lieu	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{90}Sr (Bq/g Ca)	$^{239/240}Pu$	^{241}Am
Sites de référence							
VD (col de la Givrine)	429±12	< 0.7	77±1	8.0±0.5	0.54±0.03	1.50±0.06	0.55±0.07
VD (St-Cergue)	291±14	< 1.2	68±2	7.7±1.2	0.13±0.02	1.34±0.07	0.57±0.04
TI (Intragna)	678±17	0.5±0.1	147±2	14.9±0.5	n.m.	0.98±0.1	0.46±0.02
TI (Sessa)	668±16	3.2±0.4	200±3	9.1±0.4	2.3±0.1	0.53±0.03	0.20±0.02
TI (Rodi-Fiesso)	471±10	< 1.0	79±2	7.5±0.4	0.57±0.03	0.37±0.03	0.16±0.03
GR (Davos)	248±17	< 2.0	93±2	19.8±0.5	0.72±0.02	1.14±0.08	0.43±0.03
GR (Coire)	662±12	< 0.3	27±0.5	11.8±0.7	0.08±0.01	0.48±0.08	0.18±0.02
SZ (Ochsenboden)	220–290	--	73 – 165	0.9 – 13.4	--	0.93 – 2.07	0.33 – 0.79
BE (Diesse)	408±20	< 0.2	25±1	3.1±0.2	--	0.46±0.02	0.17±0.02
BE (Fahrni)	463±23	< 0.2	22±1	5.0±0.2	--	0.52±0.06	0.20±0.02
BE (Allmendhubel)	499±25	< 0.2	45±2	13.1±1.3	--	0.90±0.04	0.34±0.03
BE (Gimmelwald)	270±14	< 0.2	32±2	5.5±0.4	--	0.84±0.04	0.34±0.03
BL (Sissach)	458±23	< 1	32±2	---	--	--	--
GE (CERN)	450-610	< 0.2	6-19	3.7±0.2	0.114±0.006	0.19±0.04	0.09±0.02
FR (Grangeneuve)	480±50	< 1.0	10±1	5.2±0.2	8.2±0.4	0.26±0.02	0.10±0.01
FR (Fribourg, in-situ)	411±50	--	8±2	--	--	--	--
TG (Arenenberg)	415±6	< 0.4	83±1	3.2±0.1	0.18±0.01	0.180±0.01	0.075±0.01
Installations nucléaires:							
BE (Mühleberg)	490-880	--	11-25	10.4±0.6	0.24±0.01	0.18±0.01	0.082±0.01
AG (Beznau)	440-450	--	37-45	3.1±0.2	0.12±0.01	0.18±0.04	0.075±0.008
AG (PSI)	400-530	--	33-41	2.6±0.4	0.46±0.07	0.31±0.04	0.14±0.02
AG (Zwilag)	400±40	--	21±2	2.2±0.4	0.40±0.07	0.18±0.05	0.08±0.01
AG (Leibstadt)	370-440	--	19-28	3.0±0.2	0.99±0.07	0.21±0.02	0.08±0.01
AG (Gösgen)	430-490	--	13-19	2.8±0.02	0.054±0.001	0.27±0.02	0.13±0.02

Tableau 2 Radioactivité de l'herbe en 2002, en Bq/kg de matière sèche, rapportée à la date de prélèvement. Les intervalles de valeurs indiquent plusieurs prélèvements pour un site.

Canton/lieu	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{90}Sr (Bq/g Ca)	^{234}U	^{238}U
Sites de référence							
VD (col de la Givrine)	812±31	< 0.3	4.1±0.8	11.8±0.6	1.01±0.05	--	--
VD (St-Cergue)	996±29	< 1.3	1.9±0.6	3.31±0.15	0.20±0.01	--	--
TI (Intragna)	981±26 901±20	< 0.9 < 0.6	9.5±0.7 26±3	16.8±0.4 n.m	1.12±0.02 n.m.	--	--
TI (Sessa)	854±21 901±23	< 0.8 < 0.6	5.8±0.5 0.5±0.5	11.5±0.3 6.5±0.2	1.12±0.03 0.59±0.02	--	--
TI (Rodi-Fiesso)	1122±26 1114±28	< 0.5 < 0.7	4.6±0.3 0.5±0.05	6.7±0.4 10.1±0.3	0.38±0.02 0.43±0.01	0.25±0.01	0.25±0.01
GR (Davos)	1090±31 984±29	< 1.0 < 1.2	0.5±0.4 2.4±0.6	8.7±0.4 38±1.0	0.52±0.02 1.32±0.04	14.3±0.3	14.3±0.3
GR (Coire)	1140±26	< 0.8	0.7±0.3	6.7±0.3	0.21±0.01	--	--
BE (Diesse)	831-1165	< 0.4	< 0.4	1.3-2.1	--	--	--
BE (Fahrni)	741-1088	< 0.4	0.6-1.0	3.8-4.7	--	--	--
BE (Allmendhubel)	450±23	<0.3	4.1±0.2	39±3	--	--	--
BE (Gimmelwald)	747±37	< 0.3	1.4±0.1	3.8±0.3	--	--	--
GE (CERN)	500-860	-	< 5	2.8±0.1	0.77±0.04	--	--
FR (Grangeneuve)	980±50	< 1	< 2	4.9±0.5	0.40±0.04	--	--
TG (Arenenberg)	386±15	< 0.8	< 0.9	0.90±0.03	0.110±0.004	--	--
Installations nucléaires:							
BE (Mühleberg)	500-1300	-	<2-8	2.7±0.1	0.19±0.01	2.71±0.08	3.08±0.08
AG (Beznau)	510-610	-	1.8-5	4.8±0.2	0.20±0.01	--	--
AG (PSI)	480-990	-	6.2-6.5	--	--	--	
AG (Zwilag)	380-600	-	3-4	11.2±0.3	0.35±0.01	--	--
AG (Leibstadt)	370-1100	-	<2-9	--	--	1.29±0.04	1.33±0.04
AG (Gösgen)	580-1200	-	<2-5	6.4±0.3 11.5±1.1	0.24±0.01 0.23±0.02	--	--

4.3.4 Discussion

Le plutonium, l'américium et le ^{137}Cs sont des radioéléments fortement adsorbés sur les particules de sol. La migration est lente et après 40 ans de présence dans des sols non perturbés, la majorité de l'inventaire de ces radioéléments est présente dans la couche 0 - 10 cm du sol. La corrélation entre le contenu en ^{137}Cs et en plutonium est ainsi très importante dans les échantillons prélevés en Suisse et, pour des sites peu touchés par l'accident de Tchernobyl, l'activité en plutonium peut se déduire de l'activité en ^{137}Cs [7]. Le ^{90}Sr est un radioélément beaucoup plus mobile et une telle corrélation n'est pas observée. Plusieurs facteurs influencent la distribution du ^{90}Sr dans le sol. Par exemple, la plus grande solubilité du strontium par rapport au césium et aux transuraniens va favoriser sa migration dans les couches plus profondes du sol. Toutefois, le transfert facilité du strontium aux plantes peut contrecarrer cet effet et maintenir le strontium dans l'horizon organique du sol, particulièrement dans les sols non cultivés. Dans ce cas, le ^{90}Sr qui a été transféré aux plantes, qui vont se décomposer dans l'horizon supérieur du sol, va se retrouver recyclé en surface. Cet ef-

fet, particulièrement observé dans les sols de montagne, contribue à maintenir l'activité déposée en surface. La Figure 1 montre le résultat de la mesure d'un profil d'un sol du Jura (St-Cergue, VD). On constate que dans les 30 premiers centimètres du sol, l'activité est pratiquement homogène. Lors du prélèvement de ce profil, le socle rocheux a été rapidement atteint (couche 30 - 40 cm) et la déposition que l'on peut calculer à partir du prélèvement est donc sous-estimée, puisqu'une partie de l'activité a déjà passé dans l'aquifère. Cette déposition est de 1845 ± 150 Bq/m^2. Au col de la Givrine (VD), où le socle rocheux est atteint à partir de 20 centimètres, on mesure une déposition de 1665 ± 130 Bq/m^2. L'an dernier, une déposition de 3540 ± 270 Bq/m^2 a été mesurée sur le site du Chasseron, à environ 10 km à vol d'oiseau de la Givrine [3]. Lors du prélèvement le socle rocheux n'était atteint qu'après environ 80 centimètres, ce qui fait que l'activité se trouvait exclusivement dans le sol. De ces valeurs, on peut conclure qu'après 40 ans de présence dans les sols, la moitié de l'activité peut déjà se retrouver dans l'aquifère, en fonction de l'épaisseur de la couche de sol. Le profil de sol de la Figure 1 montre encore que le ^{137}Cs, bien qu'homogène dans les dix premiers centimètres du sol, n'a pas migré aussi profondément que le ^{90}Sr dans les couches plus profondes. L'inventaire en ^{137}Cs de ce sol est de 14170 ± 500 Bq/m^2, une valeur proche de celle mesurée sur le site du Chasseron (17200 ± 600 Bq/m^2). L'inventaire global du ^{137}Cs est ainsi encore présent dans sa presque totalité dans le sol de St-Cergue et n'a pas encore atteint l'aquifère, illustrant la plus faible mobilité du césium par rapport au strontium.

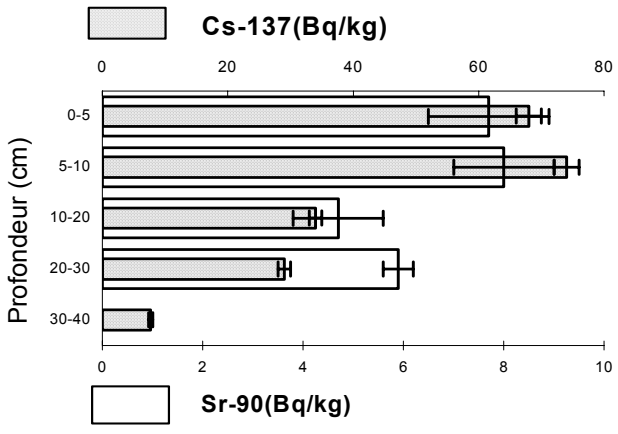


Fig. 1: Profil d'activité en ^{90}Sr du sol de St-Cergue (VD).

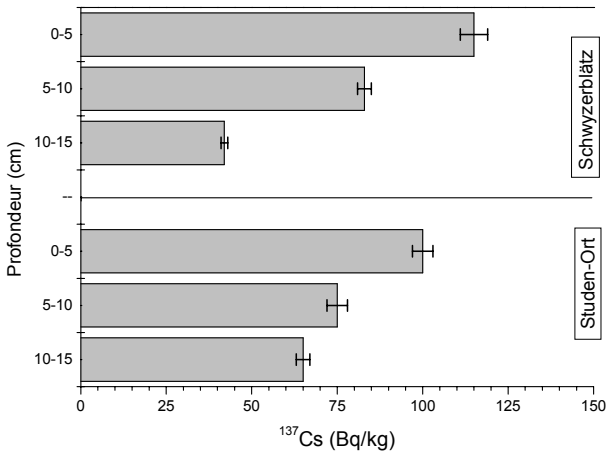


Fig. 2: Profil d'activité en ^{137}Cs du sol d'Ochsenboden près de Studen/SZ

Enfin, le transfert du ^{90}Sr du sol à l'herbe est un phénomène présent dans tous les sites de prélèvement. Toutefois, les facteurs influençant le transfert sont multiples et il est difficile de déduire un facteur de transfert sol-herbe générique pour tous les sites. Le type de plantes, le contenu en calcium du sol et la nature des particules du sol sont des variables essentielles dans la caractérisation d'un facteur de transfert sol-plante. L'analyse des données des tableaux 1 et 2 montre que les herbes de montagne ont une activité en ^{90}Sr normalisée à la masse de calcium située entre 0.4 et 1.0 Bq/g Ca contre 0.1 à 0.4 pour les sites de plaine.

Le contenu en uranium de l'herbe varie beaucoup en fonction des sites de prélèvement. Sur le site de Davos l'herbe atteint une activité de 14 Bq/kg de masse sèche alors que sur le site de Rodi-Fiesso, elle atteint à peine 0.25 Bq/kg de masse sèche. Toutefois le rapport des isotopes d'uranium ^{234}U/^{238}U, très proche de 1.0, indique que la présence d'uranium dans l'herbe est d'origine naturelle. L'uranium appauvri a en effet un rapport isotopique ^{234}U/^{238}U inférieur à 0.2.

4.3.5 Conclusions

Les mesures dans le sol et l'herbe en Suisse n'ont pas montré de contamination de l'environnement autre que celles liées aux dépositions des retombées des essais d'armes atomiques réalisées dans l'atmosphère durant les années soixante et de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl. La mesure de profils de sol permet de déterminer la déposition surfacique (Bq/ m ^{2}) et d'observer la migration des radioéléments dans le sol. Sur un sol à forte perméabilité et de faible épaisseur, les résultats montrent que près de la moitié de

l'inventaire en ^{90}Sr a atteint le socle rocheux alors que le ^{137}Cs, beaucoup plus fortement adsorbé sur les particules de sol, reste en surface. Normalisée à la masse de calcium, l'activité en ^{90}Sr des herbes est plus importante dans les sites de montagne que dans les sites de plaine.

Remerciements

Que toutes les personnes qui ont contribué à ce travail en fournissant les échantillons trouvent ici l'expression de notre reconnaissance.

Bibliographie

[1] Denys, S., Echevarria, G., Leclerc-Cessac, E., Masoura, S., Morel, J.-L. (2002). Assessement of plant uptake of radioactive nickel from soil. *Journal of Environmental Radioactivity 62*, 195-205.

[2] Ebbs, S., Brady, D., Norvell, W., & Kochian, L. (2001). Uranium speciation, plant uptake, and phytoremediation. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, 5*(3), 130-135.

[3] Froidevaux, P., Geering, J.-J., Schmittler, T., Barraud, F., & Valley, J.-F. Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement. *Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland*, chap. 7.1, Federal Office of Public Health, Division of Radiation Protection, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg, Switzerland, 2001. ISBN 3-905235-40-4.

[4] Poucelot, L., Métivier, J.-M. Modélisation spatiale des activités surfaciques des sols du Mercantour. Rapport DPRE/SERNAT/ 2001-25, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Cadarache, 2001.

[5] Schuller, P., Voigt, G., Handl, J., Ellies, A., & Olivia, L. (2002). Global weapon's fallout ^{137}Cs in soils and transfer to vegetation in south-central Chile. *Journal of Environmental Radioactivity 62*, 181-193.

[6] Friedli, C., Geering, J.-J., & Lerch, P. (1991). Some aspects of behaviour of ^{90}Sr in the environment. *Radiochimica Acta*, *52*, 237-240.

[7] Froidevaux, P., Geering, J.-J., Schmittler, T., Barraud, F., & Valley, J.-F. Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement. *Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland*, chap. 7.2, Federal Office of Public Health, Division of Radiation Protection, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg, Switzerland, 2000. ISBN 3-905235-36-6.

4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Grieder, I. Brunner
EAWAG, Abteilung SURF/RT, 8600 DÜBENDORF

Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{60}Co von Mühleberg, ^{58}Co von Beznau und ^{137}Cs vom Tschernobylunfall nachgewiesen. In den Sedimentfallenproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln wurden zusätzlich noch ^{54}Mn und vereinzelt ^{65}Zn gefunden, vor allem zu Zeiten der Revisionen. Die bereits letztes Jahr beobachteten erhöhten ^{60}Co und ^{54}Mn Werte bei Hagneck sind bis Mitte Jahr abgeklungen. Im Rhein oberhalb der Aaremündung konnten keine künstlichen Radionuklide festgestellt werden. In Fischen und Wasserpflanzen waren nur ^{40}K und geringe Spuren von ^{137}Cs nachweisbar. Messungen am Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Auch im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine künstlichen Radionuklide gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kerichtverbrennungsanlage Hagenholz dagegen zeigten zwei Kontrollmessungen im einen Fall Spuren von ^{137}Cs und im andern Fall von ^{131}I (21±2 Bq/L)

Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

4.2.1 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.

4.2.2 Methoden

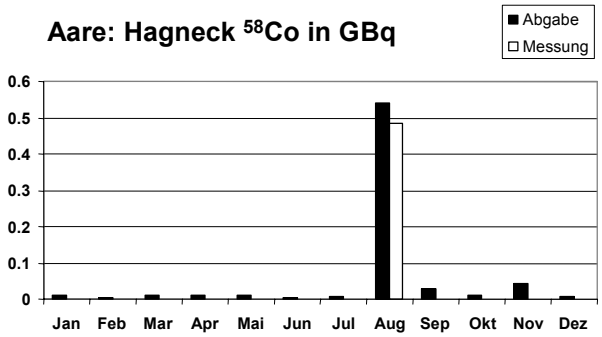
Die Aktivitäten aller in unserem Labor gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaspektroskopie bestimmt. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Reckingen werden direkt gemessen. Die Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird durch das Labor der SUeR und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

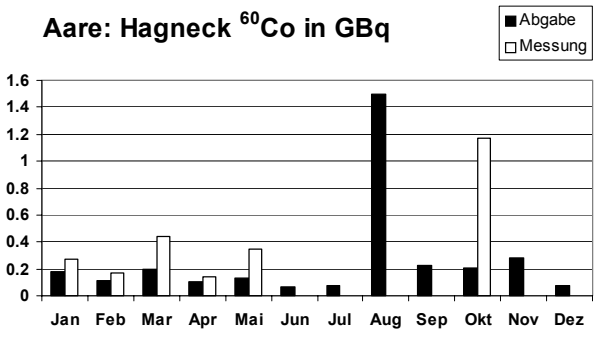
4.2.3 Zusammenfassung der Ergebnisse

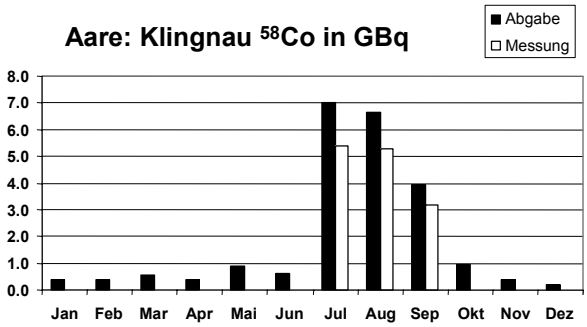
Kernanlagen

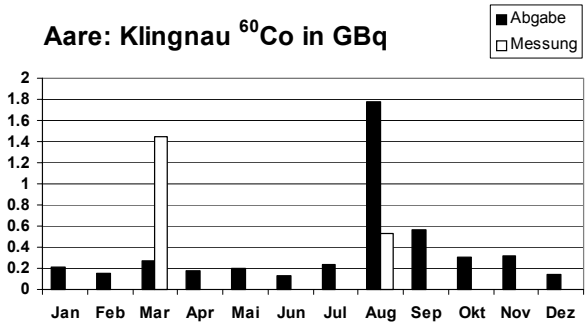
Wasserproben

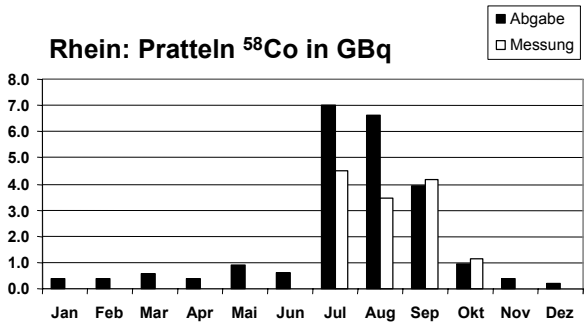
Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten gesammelt. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen und die Station Pratteln schliesslich 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 100 L ergibt. Die Zuverlässigkeit dieser Probenahmestationen konnte weiter verbessert werden. Trotzdem gibt es immer noch vereinzelt Probleme, wie zum Beispiel Verstopfungen während Hochwasserperioden.











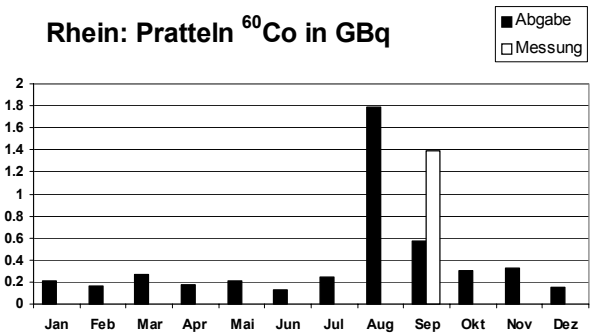


Fig. 1 ^{58}Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (schwarz) stimmen gut mit den Messungen (weiss) überein. Die grössten Abgaben stammen von Beznau während der Revisionen in den Sommermonaten. Fehlende Messwerte bedeuten, dass die Aktivitäten unter der Nachweisgrenze liegen.

Fig. 2 ^{60}Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg und sind im allgemeinen zu klein, um nachgewiesen werden zu können. Die grösste Abgabe erfolgte im August während der jährlichen Revision.

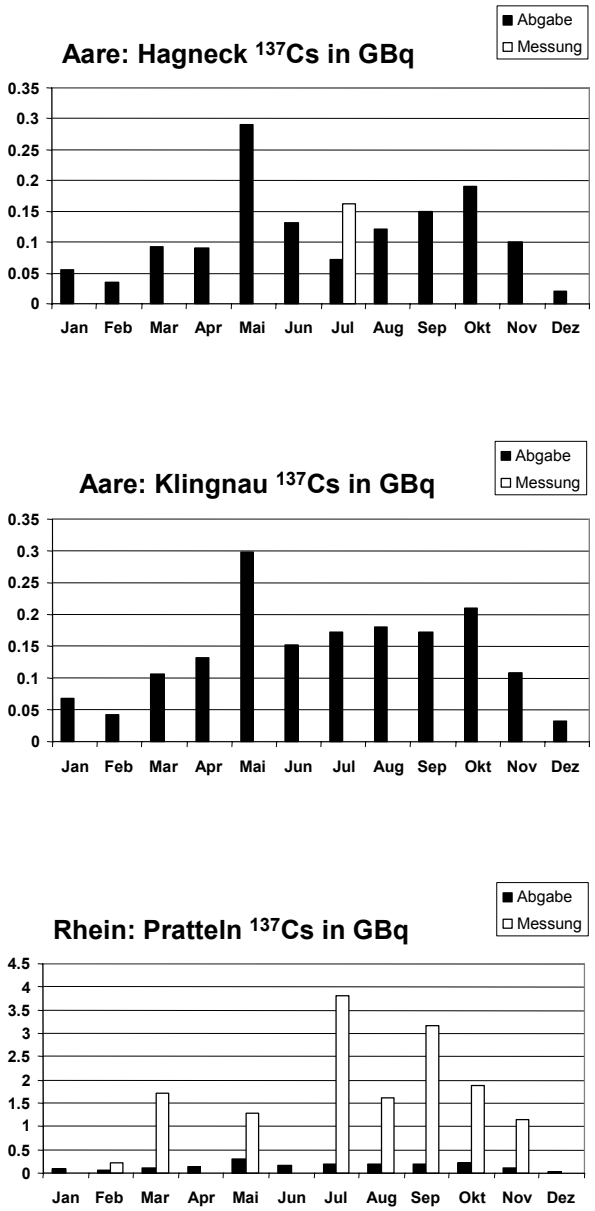


Fig. 3 ^{137}Cs-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Messwerte in Pratteln sind generell deutlich höher als die entsprechenden Abgaben. Dies ist auf ^{137}Cs zurückzuführen, das vom Tschernobylunfall stammt.

Die Figuren 1 bis 3 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahmestationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken abgegebenen Aktivitäten von ^{58}Co, ^{60}Co und ^{137}Cs zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).

^{58}Co stammt vor allem aus den Kernkraftwerken in Beznau. Die höchsten Aktivitäten wurden in den Sommermonaten gemessen zu den Zeiten der Revisionen (Mühleberg: 11.8.-4.9., Beznau 1: 28.6.-28.7., Beznau 2: 3.8.-21.8.). Die gemessenen Aktivitäten sind generell etwas tiefer als die Abgaben, was zu erwarten ist, da ein Teil des Kobalts sich an Partikel anlagert und sedimentiert. Aufgrund unserer Messungen haben ca. 13 GBq ^{58}Co im Rhein die Schweiz verlassen, was rund 60% der Abgaben entspricht.

Im Gegensatz zu ^{58}Co stammt das meiste ^{60}Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grösste Abgabe erfolgte im August während der Revision. Interessanterweise lagen die Messungen im August unter der Nachweisgrenze (0,4 Bq/m^3), was beim relativ grossen Abfluss von 275 m^3/s etwa 0,3 GBq entspricht. Überraschender jedoch ist der gemessene Wert von fast 1,2 MBq im Oktober, der bei einer vergleichsweise niedrigen Wasserführung von 164 m^3/s klar über der entsprechenden Abgabe liegt.

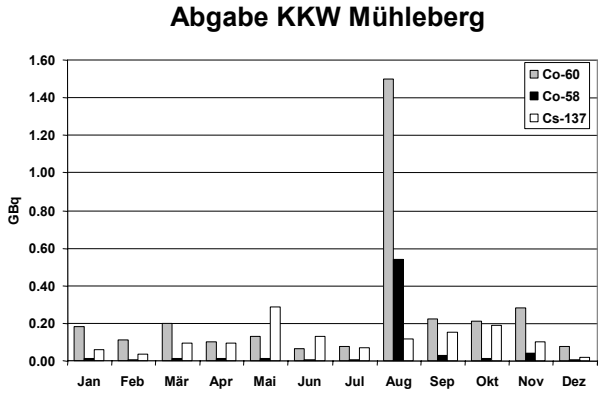
Eine ebenfalls verglichen mit den Abgaben deutlich erhöhte ^{60}Co Aktivität wurde im März bei Klingnau und im September bei Pratteln gefunden. Allerdings liegt die letztere mit 0.5 Bq/m^3 nicht weit über der Nachweisgrenze.

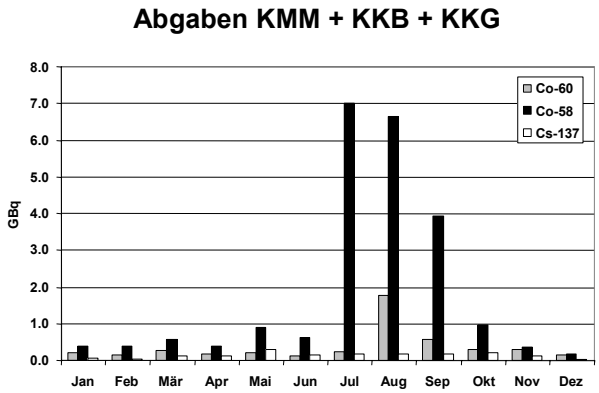
Im Falle von ^{137}Cs (Fig. 3) liegen mit einer Ausnahme alle Messwerte von Aarewasser unterhalb der Nachweisgrenze (0,2 – 0,7 Bq/m^3). Im Rhein dagegen waren die meisten Proben messbar und ergaben Werte, die deutlich über den Abgaben liegen. Dieses Phänomen, das auch in früheren Jahren beobachtet wurde, ist vor allem auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

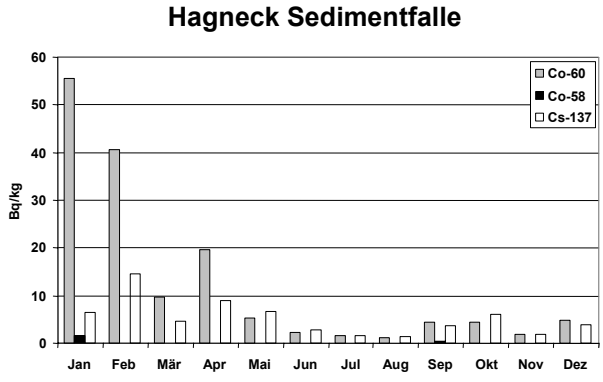
Ausser in den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide (z.B. ^{54}Mn, ^{65}Zn) nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ^{7}Be, ^{40}K und ^{210}Pb.

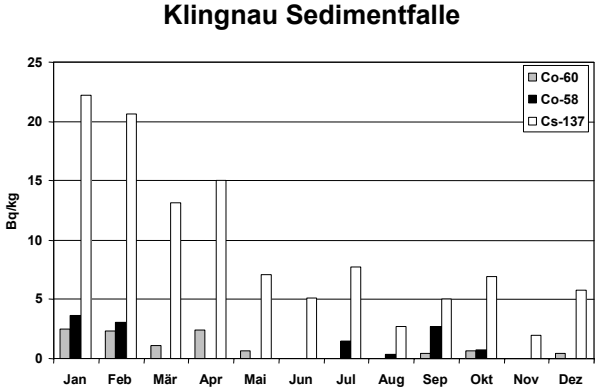
Sedimentproben

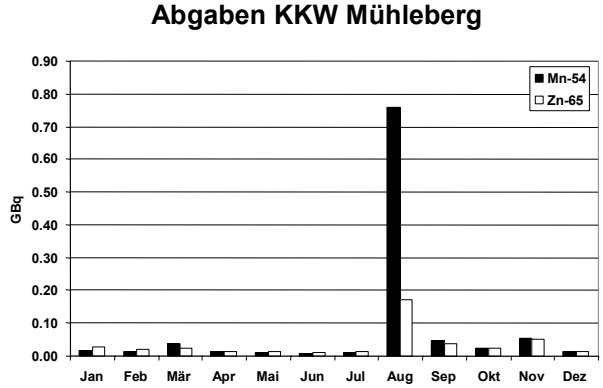
Bekanntlich sind die meisten von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Fliesseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Um sich ein qualitatives Bild über diese Sedimentationsvorgänge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

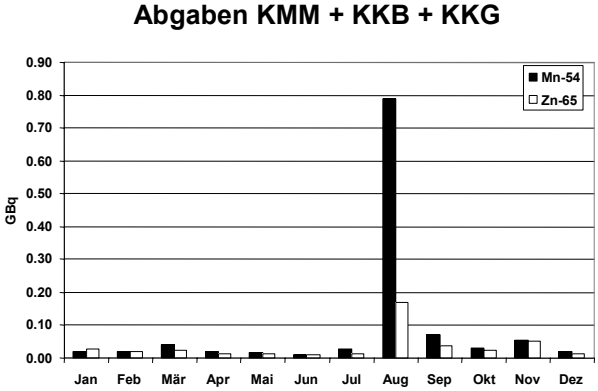


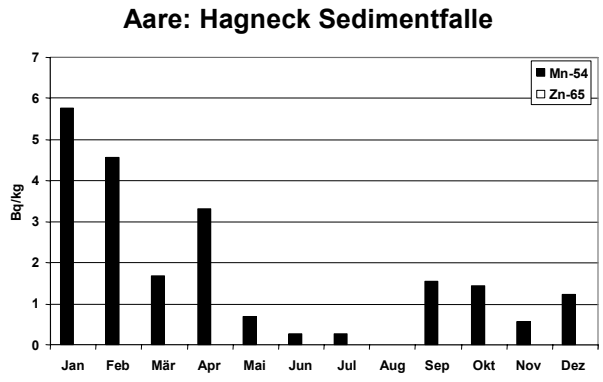












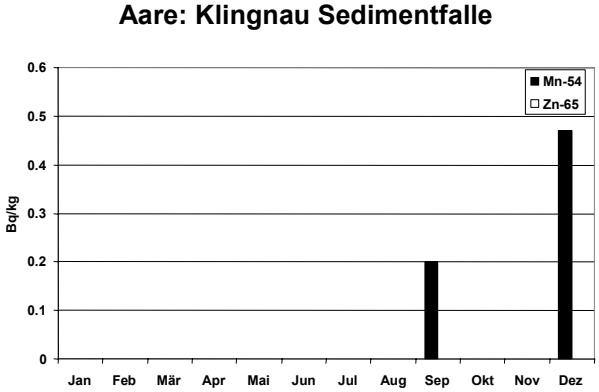


Fig. 4 Diese Figur besteht aus zwei Teilfiguren, wobei jeweils die obere die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg zeigt und die untere die entsprechenden Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck. Die anfangs Jahr beobachteten relativ hohen Aktivitäten von ^{60}Co und ^{54}Mn können durch die Abgaben der Kernanlagen nicht erklärt werden (s. Text).

Fig. 5 Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs, das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt. Die Aktivitäten von ^{58}Co und ^{54}Mn dagegen sind bis auf den Dezemberwert gleichzeitig mit den Abgaben erhöht.

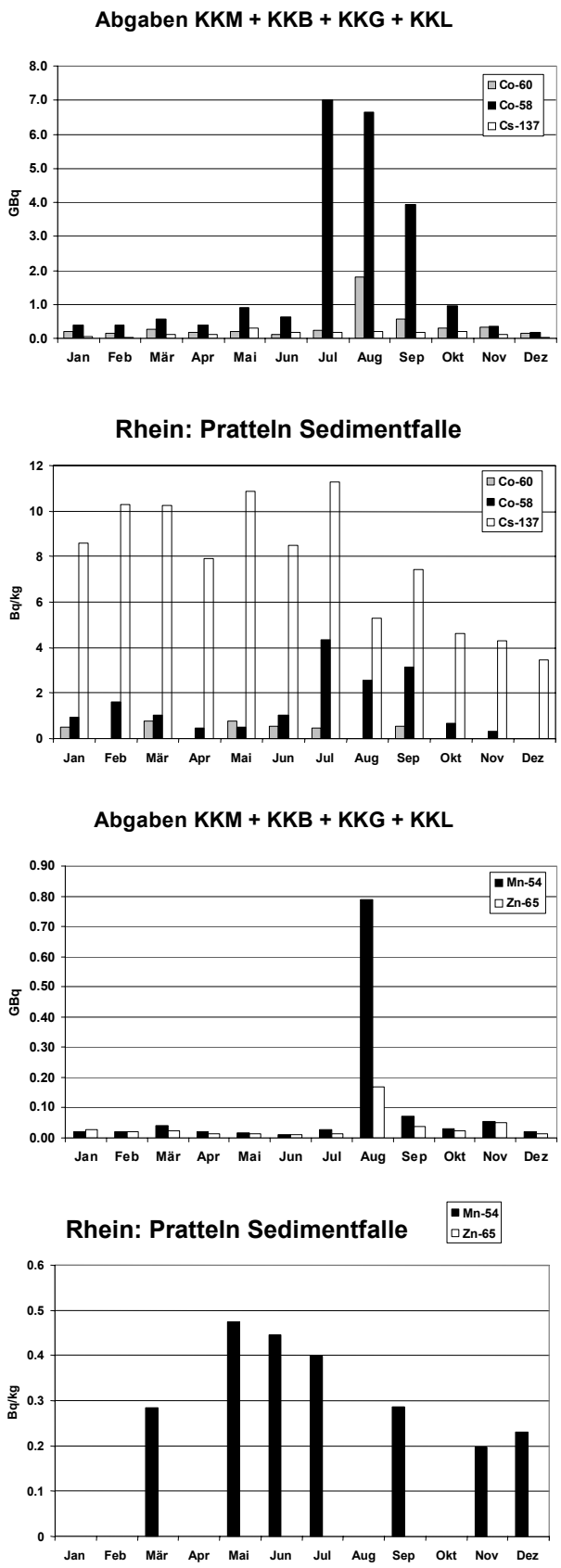


Fig. 6 Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie in Klingnau. ^{137}Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und ^{58}Co ist erhöht während der Revisionen der 2 Reaktorblöcke in Beznau. Die ^{54}Mn Werte liegen nur knapp über den jeweiligen Nachweisgrenzen und sind deshalb nicht sehr aussagekräftig.

Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 4 bis 6 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in GBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gemessenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben von Mühleberg im August (Fig. 4). Die Sedimentfallen zeigen allerdings ein anderes Bild. Im Widerspruch zu den Abgaben wurden vom Januar bis April relativ hohe aber abfallende ^{60}Co-Werte gefunden. Obwohl eine Erklärung fehlt, passen die Werte gut zu den am Ende von 2001 gemessenen ^{60}Co Daten. Ein ähnliches Verhalten zeigt auch ^{54}Mn. ^{65}Zn dagegen konnte nicht festgestellt werden ($\leq$ 1 - 6 Bq/kg).

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten gemessen werden, die nahe der Nachweisgrenze liegen (Fig. 5). Die Ausnahme bildet ^{137}Cs, das wie bereits erwähnt auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl Ausfall kontaminiert worden waren.

Auch in Pratteln war ^{137}Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcken in Beznau abgegebene ^{58}Co (Juli bis September) war ebenfalls gut nachweisbar, während die ^{54}Mn-Werte wieder nur wenig über der Nachweisgrenze lagen. ^{65}Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden ($\leq$ 0,4 – 6 Bq/kg).

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2002 wurden 2 Fische aus der Aare untersucht, ein Barsch aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg und ein Alet aus der Gegend unterhalb von Beznau. Beide Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. In beiden wurde natürliches ^{40}K (700 Bq/kg), aber ausser ^{137}Cs (1 - 2 Bq/kg) keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen. Wegen Hochwasser zwischen Oktober und Dezember konnte unterhalb von Gösgen kein Fisch gefangen werden.

In Wasserpflanzen von Hagneck wurden Spuren von ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{60}Co und ^{137}Cs gefunden. Im Schilf und Gras aus dem Klingnauer Stausee etwas ^{137}Cs (0,02 ± 0,01 Bq/g).

Grundwasser

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (20.2.02), Aarberg (26.6.02) und Döttingen (13.8.02) Proben von je 100 L genommen. Ausser in Pratteln, wo die natürlichen Radionuklide ^{40}K und ^{210}Pb gefunden wurden, konnten keine weite-

ren der sonst untersuchten Radionuklide nachgewiesen werden.

Koordinierte Abgabe

Wie jedes Jahr wurde auch in diesem Jahr wieder eine koordinierte Abgabe durchgeführt. Sie fand gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Beznau am 21. August statt. Innerhalb von 1Std. 40 Min. wurden total 1166 MBq ^{58}Co und 37.8 MBq ^{60}Co in 18.6 m^3 Abwasser in die Aare eingeleitet (Fig. 7).

Mit Hilfe des Simulationsprogramms AQUASIM der EAWAG wurde der Transport und die Dispersion für die Flussstrecke bis zur Probenahmestelle berechnet. Ab dem Zeitpunkt des erwarteten Durchgangs des Abwassers wurde alle 30 Min. eine Probe von ca. 50 L genommen.

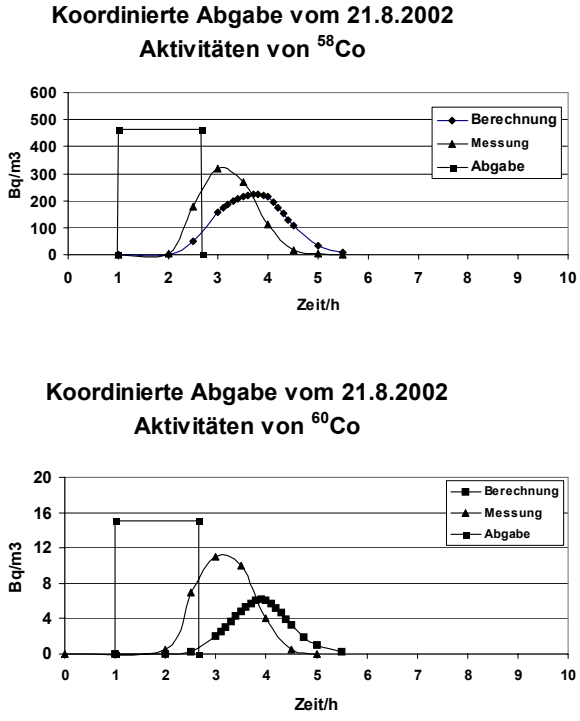


Fig. 7 Resultate der koordinierten Abgabe vom 21.8.2002, die gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Beznau durchgeführt wurde. Innerhalb von 1 Stunde 40 Minuten wurden total 1166 MBq ^{58}Co und 37.8 MBq ^{60}Co in 18.6 m^3 Wasser an die Aare abgegeben (Rechtecke).

Fig. 7 zeigt den Vergleich zwischen den gemessenen und den berechneten spezifischen Aktivitäten von ^{58}Co und ^{60}Co. Da Abgabe- und Probenahmeort nur ca. 7 km auseinanderliegen und die Aare am 21.8. sehr viel Wasser geführt hat, erfolgte der Transport sehrt schnell und bereits vor dem Ende der Abgabe wurde ein Ansteigen der Messwerte beobachtet. Für eine genauere Analyse müsste deshalb die genaue Form der Inputkurve bekannt sein. Ebenfalls aufgrund der grossen Wasserführung und der kurzen Wegstrecke sollte die Sedimentation, die bei der Simulation vernachlässigt wird, keine grosse Rolle spielen. Die Resultate bestätigen dies. Der Vergleich zwischen Messungen und Modellrechnungen zeigt insgesamt eine befriedigende Übereinstimmung.

Andere Betriebe

RC Tritec AG / Teufen

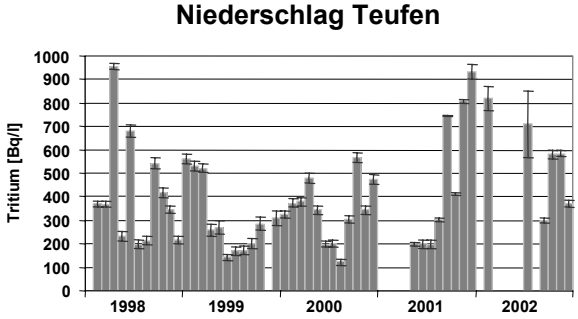


Fig. 8 Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Die meisten Werte liegen etwas höher als der langjährige Mittelwert. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die SUeR.

Fig. 8 zeigt die Resultate der Tritium Analysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die SUeR gemessen wurde. Der sich Ende 2001 abzeichnende Anstieg gegen 1000 Bq/L hat sich nicht fortgesetzt. Die Probenahmen für die Monate Januar/Mai/April und Juni fehlen.

Messungen in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds

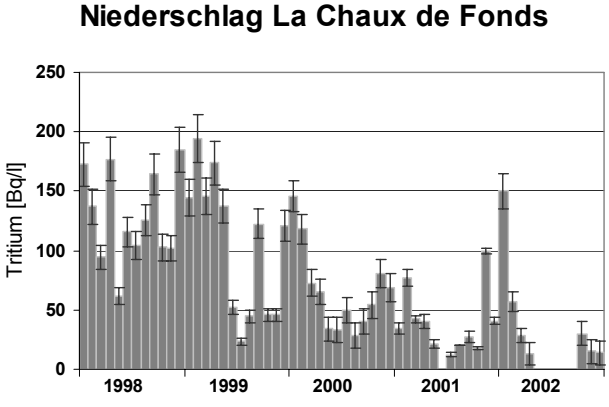


Fig. 9a Tritiumaktivität im Niederschlag von La Chaux-de-Fonds.

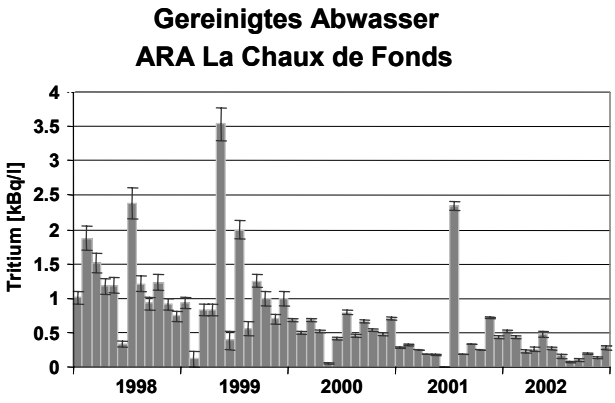


Fig. 9b Tritiumaktivität im gereinigeten Abwasser der ARA von La Chaux-de-Fonds. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die SueR.

In Fig. 9 sind die Tritium Konzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux de Fonds sowie im Niederschlag dargestellt. Der seit längerer Zeit anhaltende Trend zu niedrigeren Werten hat sich fortgesetzt. In den Monaten Mai bis August und September liegen die Tritiumwerte im Niederschlag sogar unterhalb der Nachweisgrenze von 10 – 20 Bq/L. Infolge Ausfall des Probenahmegerätes im Sommer 2002 konnten nicht alle Proben gemessen werden.,

Insgesamt wurden durch den Regen 2002 ca. 1000 kBq Tritium pro m^2 deponiert. Da wegen Renovationsarbeiten die Abflüsse der ARA nicht mehr gemessen werden, konnte die direkt abgeführte Fracht nicht bestimmt werden. Eine ganz grobe Schätzung basierend auf den Abflüssen von 2000 ergibt 1.9 TBq. Nach Angaben der SUVA wurden in La Chaux-de-Fonds 13.5 TBq Tritium verarbeitet.

Kläranlagen

Die Proben der ARA Zürich-Werdhölzli werden vom Labor der EAWAG gemessen. Es wurden keine ^{131}I-Aktivitäten festgestellt.

Kehrichtverbrennung

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Zwei Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben positive Resultate ergeben. Im einen Fall wurden Spuren von ^{137}Cs (0,15 ± 0,09 Bq/L) und im anderen Fall von ^{131}I (20,7 ± 2 Bq/L) gefunden. Es sollen deshalb in Zukunft mehr Proben analysiert werden.

Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Reckingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelten ^{40}K Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Die Tritiumanalysen erfolgten durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz. Die Resultate für das Jahr 2002 liegen noch nicht vor. 2001 betrugen die Tritiumkonzentrationen im Mittel 1.62 ± 0.22 Bq/L.

4. Umwelt

4.1. Air, précipitations, cours d'eau, eau de rejet des stations d'épuration et des usines d'incinération des déchets

S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, H. Völkle
Section de surveillance de la radioactivité (SUER), Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Résumé

Durant l'année 2002, seules des traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air et dans les précipitations, 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.

4.1.1 Air

La surveillance de l'air s'effectue d'une part à l'aide de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m^3/h) situés notamment aux environs des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg) ainsi que de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m^3/h) situés à Oberschrot/FR, Genève (au voisinage du CERN), Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG et Klingnau/AG; et d'autre part, à l'aide des 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR. Les aérosols sont collectés en continu et les filtres des stations à moyen débit situées au voisinage des centrales nucléaires sont mesurés mensuellement, alors que ceux des stations à haut débit le sont de façon hebdomadaire. Dans le cas des stations RADAIR, les filtres sont mesurés toutes les 30 min, permettant une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité.

Pour les trois systèmes de surveillance, les limites de détection suivantes sont atteintes :

- Collecteur d'aérosols à moyen débit, pour le radionucléide ^{137}Cs, échantillon mensuel : 2 micro-Bq/m^3
- Collecteur d'aérosols à haut débit, pour le radionucléide ^{137}Cs, échantillon hebdomadaire: 0.5 micro-Bq/m^3
- RADAIR
  - activité bêta nette, pour des durées de collection et de mesure de 30 min: 0.5 Bq/m^3
  - moniteur spectroscopique émetteurs γ (^{137}Cs) pour un temps d'accumulation de 24 h: 0.01 Bq/m^3

Voisinage des centrales nucléaires

(voir aussi Chap. 8).

Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Mühleberg et Gösgen-Däniken n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2002, l'activité des radionucléides ^{137}Cs et ^{60}Co se situant en dessous des limites de détection de 2 à 3 micro-Bq/m^3. Si les activités des ^{137}Cs et ^{60}Co ont été inférieures aux limites de détection dans les filtres de la centrale de Leibstadt, des traces de ^{65}Zn (2.4 micro-Bq/m^3) et de ^{110m}Ag (1.2 micro-Bq/m^3) [1] ont été mesurées au mois de février ainsi que des traces de ^{131}I (2.1 micro-Bq/m^3) au mois de juillet. Le ^{65}Zn et l'^{110m}Ag observés en février sur les filtres de la centrale de Leibstadt proviennent certainement de l'usine d'incinération des déchets de l'Institut Paul Scherrer (PSI). En effet, des valeurs de l'ordre de 6 micro-Bq/m^3 de ^{65}Zn et de l'ordre de 7 micro-Bq/m^3 d'^{110m}Ag ont été mesurées à Klingnau/AG au cours de deux premières semaines de ce mois (voir plus bas) [1].

Seuls les radionucléides naturels ^{7}Be et ^{210}Pb ont pu être mis en évidence (valeurs comprises entre 0.7 et 2.4 et entre 0.5 et 4.8 mBq/m^3 respectivement).

Collecteurs d'aérosols à haut débit

La station de collection à haut débit d'Oberschrot/FR n'a pas fonctionné durant l'année 2002 en raison de transformations. Les filtres du collecteur d'aérosols à moyen débit de Fribourg ont donc été mesurés chaque semaine en remplacement (limite de détection pour le ^{137}Cs: 5 à 10 micro-Bq/m^3).

Au cours des mois de juin et juillet, les filtres des collecteurs d'aérosols à haut débit du CERN ont présenté à 4 reprises des traces de ^{24}Na ($T_{1/2}$ = 15 h) allant de 9 à 42 micro-Bq/m^3 provenant des

[1] Les limites pour l'air du domaine publique selon l'ORaP sont respectivement: 10, 3 et 100 Bq/m^3 pour le ^{65}Zn, l'^{110}Ag et le ^{24}Na.

accélérateurs de cet institut [1]. A Klingnau (5.4 km au nord du PSI), des traces de ^{65}Zn, d'^{110m}Ag ont été détectées simultanément à 4 reprises en février et 1 fois en octobre. Les valeurs mesurées sont comprises entre 0.3 et 6.5 micro-Bq/m^3 pour le ^{65}Zn et entre 0.5 et 8.6 micro-Bq/m^3 pour l'^{110m}Ag et sont nettement inférieures aux limites d'immission (limites d'immission, CA/300, de 10 Bq/m^3 pour le ^{65}Zn et de 3.3 Bq/m^3 pour l'^{110m}Ag). Au cours des deux premières semaines de février où les valeurs de ^{65}Zn et d'^{110m}Ag sont les plus élevées, des traces de ^{125}Sb de l'ordre de 1 à 2 micro-Bq/m^3 ainsi qu'une augmentation de la valeur du ^{137}Cs ont également été détectées. L'ensemble de ces nucléides proviennent de la combustion de déchets dans l'usine d'incinération du PSI.

Durant le reste de l'année, ainsi que dans les autres stations, aucune radioactivité d'origine artificielle n'a été détectée, à l'exception de traces isolées de ^{137}Cs atteignant au maximum 7 micro-Bq/m^3. Hormis la hausse observée à Klingnau en février, les autres augmentations des valeurs de^{137}Cs sont probablement dues à une remise en suspension de la déposition de Tchernobyl durant une plus longue période sèche.

Des valeurs comprises entre 0.8 et 6.2 et entre 0.1 et 2.8 milli-Bq/m^3 ont été mesurées respectivement pour les nucléides naturels ^{7}Be et ^{210}Pb. Les valeurs mesurées dans les 4 stations de collection à haut débit en service sont représentées graphiquement sur les figures 1 à 4.

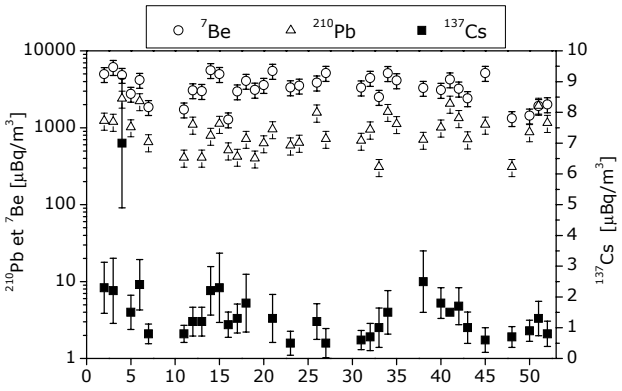


Fig. 1: HV2 Monte Ceneri / Ti

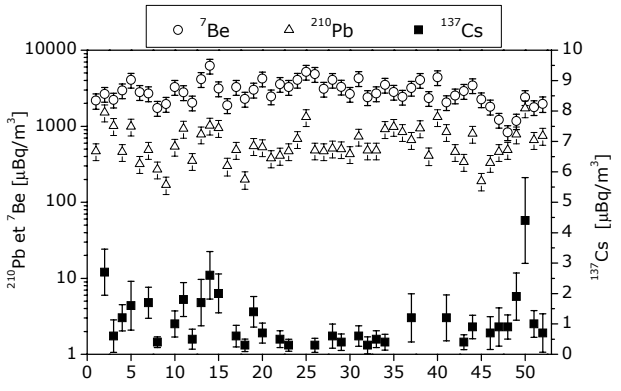


Fig. 2: HV3 Güttingen / TG

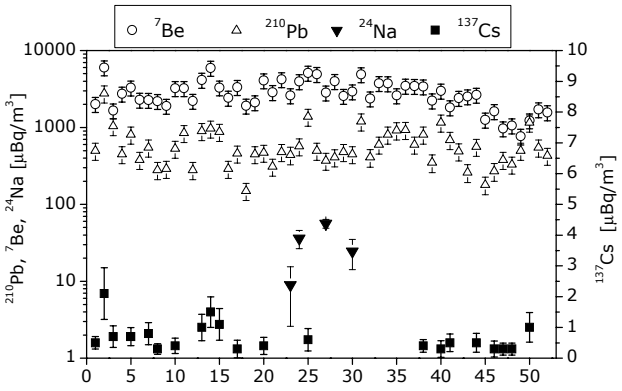


Fig. 3: HV4 CERN / GE

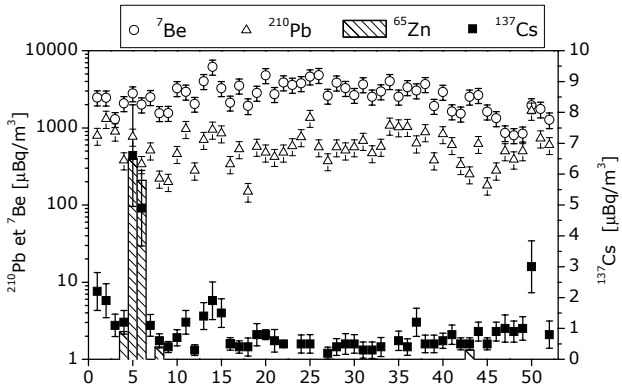


Fig. 4: HV5 Klingnau /AG

Figures 1 à 4: Collecteurs d'aérosols à haut débit (HVS):
- échelle logarithmique de gauche 1 - 10'000 mBq/m^3 radionucléides ^{7}Be, ^{210}Pb, ^{24}Na
- échelle linéaire de droite 1 – 10 mBq/m^3 radionucléides ^{137}Cs, ^{65}Zn

[1] Les limites pour l'air du domaine publique selon l'ORaP sont respectivement: 10, 3 et 100 Bq/m3 pour le ^{65}Zn, l'^{110}Ag et le ^{24}Na

RADAIR: Réseau automatique de surveillance de l'air

Durant cette année, la partie informatique du réseau RADAIR a été complétée par l'intégration du traitement automatique des données des trois moniteurs pour la surveillance de l'^{131}I gazeux. Ces moniteurs, situés à Fribourg, au PSI et à Lugano, étaient déjà en fonction depuis 1998, mais étaient raccordés seulement à une petite centrale provisoire.

Des nouveaux menus ont été implémentés dans l'application client déjà existante (Fig. 5). Avec le menu « Consultation des données » il est désormais possible de traiter, de valider et d'exporter ces données comme celles des moniteurs α/β. En cas de défaillance, il est aussi possible d'effectuer un premier dépannage à distance à l'aide d'une fenêtre de télémaintenance.

Une carte permettant de distinguer en un clin d'œil les activités et les concentrations en ^{131}I a également été implémentée (Fig. 6).

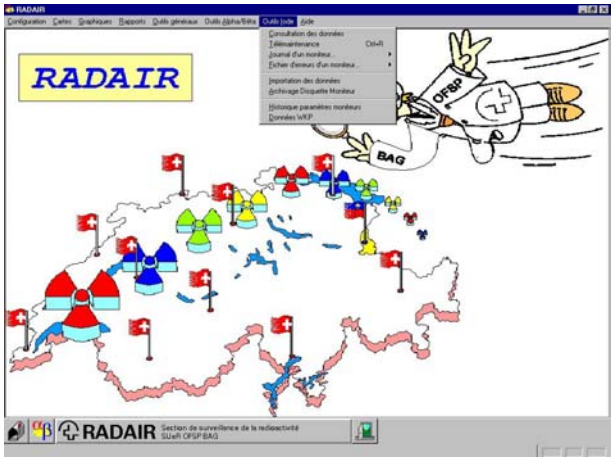


Fig. 5: Application client RADAIR (page d'accueil)

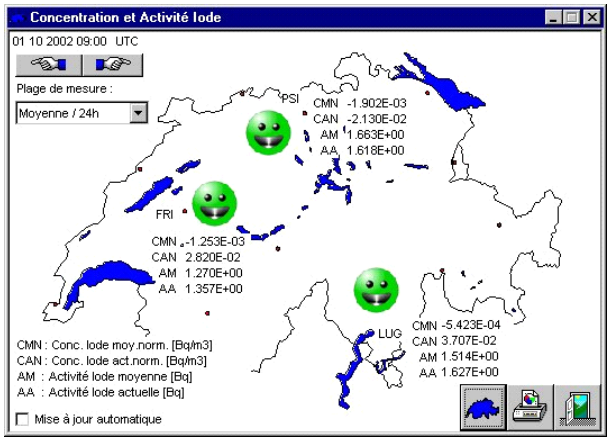


Fig. 6: Carte résumant la concentration et l'activité du ^{131}I.

Les « sourires » et la couleur de ces «smilies» expriment que les concentrations en ^{131}I ont été plus petites que le premier seuil d'alarme, fixé à 5 Bq/m^3. Les opérateurs qui visualisent et valident ces données s'assurent que les concentrations moyennes en ^{131}I ont été plus petites que la limite de détection, soit < 0.2 Bq/m^3.

La partie aérosols a également été complétée, notamment pour l'exportation des graphiques. Il existe une fonction permettant d'exporter les données d'un graphique vers un fichier ASCII, lequel peut être repris dans n'importe quel tableur (Excel, Origin, etc.).

Depuis sa mise en fonction, le réseau de mesure RADAIR n'a pas décelé de radioactivité artificielle dans l'air plus grande que 0.6 Bq/m^3. Le mécanisme de compensation α/β a permis de s'assurer que les concentrations artificielles sont restées en dessous de la limite de détection de 0.5 Bq/m^3, nonobstant les fortes fluctuations diurnes - nocturnes de radioactivité naturelle. Cette dernière, émanant du sol, est principalement influencée par les conditions météorologiques : le sol sec, humide ou gelé, la présence ou non du vent ou de précipitations ainsi que par la durée de l'inversion thermique au niveau du sol. La concentration maximale de radioactivité naturelle α a été observée le 4 octobre à la station de la Chaux de Fonds avec 52 Bq/m^3.

Le moniteur spectroscopique de la station de Fribourg a confirmé que les concentrations des principaux isotopes artificiels sont restées inférieures à la limite de détection de 0.01 Bq / m^3 pour un temps d'accumulation de 24 h.

Côté pannes et réparations, l'année a été très bonne puisque le taux de bon fonctionnement se situe entre 96 et 99 % suivant les stations, à l'exception du moniteur de Vaduz, qui a connu quelques défaillances dans le mécanisme d'avance du filtre déroulant.

4.1.2 Précipitations

Les échantillons de pluie ont été collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt et Gösgen-Däniken ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos/GR, Cernier/NE, Fribourg, Locarno-Monti/TI et La Valsainte/FR) et mesurés chaque mois. Les résultats ne montrent aucune radioactivité artificielle, l'activité en ^{137}Cs, p.ex., est inférieure à la limite de détection de 3 à 7 mBq/l. Des valeurs comprises entre 0.1 et 1.5 Bq/l ont été mesurées pour le ^{7}Be naturel. Les activités en tritium des échantillons de pluie récoltés aux environs des centrales nucléaires de

Tableau 1: Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises

Lieu	Emplacement	Valeur min - max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
La Chaux-de-Fonds	Ancien Moulins	10 – 150	32
Teufen/AR	65 m E Firma TCT	300 – 815	560

Niederwangen/BE	Emplacement	Valeur min - max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)
Bauernhaus	300 m SE de l'entreprise	34 – 343	75
Garage	200 m SW de l'entreprise	30 – 340	82
Gemeinde Köniz	180 m NNW de l'entreprise	24 – 401	90
Firma Schär	320 m NE de l'entreprise	275 – 1800	490

Mühleberg, Gösgen-Däniken et Leibstadt sont inférieures à 5 Bq/l (Voir également Chap. 8). Les valeurs de tritium mesurées dans les pluies de Fribourg sont inférieures à 3 Bq/l à l'exception du mois de décembre où une activité de 12 Bq/l a été enregistrée. Bien que cette valeur soit très faible par rapport à la valeur limite de tolérance de 1'000 Bq/l pour l'eau potable, elle est 4 à 5 fois supérieure aux activités mesurées habituellement à cet endroit. Malgré les recherches, il n'a pas été possible de déterminer l'origine de cette augmentation.

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium (voir aussi Chap. 4.2 et 9.1)

A La Chaux-de-Fonds, Teufen/AR (Firma RCT) et près de Niederwangen/BE (Firma mb microtec) où sont situées des entreprises utilisatrices de tritium, des échantillons de pluie sont collectés chaque semaine et un mélange des semaines est mesuré chaque mois (tous les 14 jours, pour Niederwangen) afin de déterminer l'activité du tritium dans les précipitations. Les résultats sont résumés dans le tableau 1.

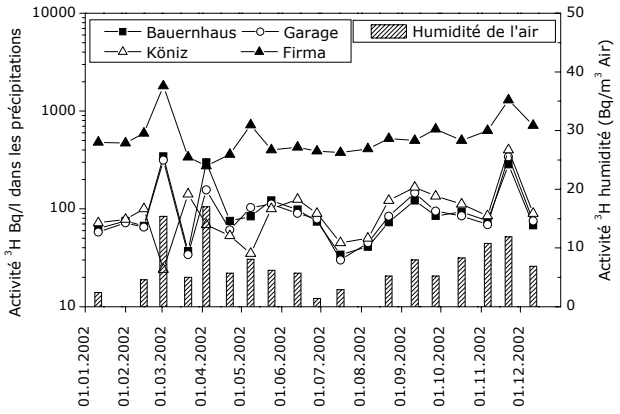


Fig. 7: Activité en tritium dans les échantillons de pluies (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m^3 d'air) de Niederwangen / BE.

A Niederwangen, l'activité du tritium dans l'humidité de l'air est également mesurée tous les 14 jours (Fig. 7). Les valeurs mesurées se situent entre 1.4 et 17 Bq/m^3 avec une valeur médiane de 6 Bq/m^3.

4.1.3 Cours d'eau

Les échantillons des eaux du Ticino (près de Contone) ainsi que du Rhône (près de Porte-du-Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, ne présentent pas de radioactivité gamma d'origine artificielle. L'activité du ^{137}Cs, par exemple, est située en dessous de la limite de détection de 3 à 7 mBq/l. Les valeurs moyennes obtenues lors de la mesure du tritium pour ces échantillons, ainsi que pour ceux collectés dans l'Aar en amont de la centrale nucléaire de Mülheberg, sont inférieures à 2 Bq/l. La valeur moyenne du tritium mesurée dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, est de 2.7 ± 1.8. Notons qu'une valeur de 8 Bq/l a été enregistrée dans cette station au mois d'avril, en raison d'un rejet plus important d'eau contenant peu de tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir aussi Chap. B.8.0.1). Les activités des divers émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chap. 4.2. On trouvera un résumé des valeurs de Tritium mesurées dans les précipitations et les fleuves au Chap. 7.1.

4.1.4 Station d'épuration (STEP) et eau de lavage des fumées des usines d'incinération (UI)

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne, La Chaux-de-Fonds et de la commune de Teufen ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienne afin de déterminer les quantités de Tritium et d'^{131}I rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de l'industrie horlogère ou de la combustion de déchets contenant du tritium dans

les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2.

Les valeurs élevées parfois observées dans les eaux de lavage de l'usine d'incinération de Bâle sont probablement dues à la combustion de montres contenant du tritium sur les index du cadran ou les aiguilles et qui ont été jetées dans les ordures ménagères. Notons que des valeurs supérieures à 10'000 Bq/l, valeur limite selon l'OSEC pour les denrées liquides, n'ont été observées que durant une très courte période (3 jours au mois de mai) et que durant le reste de l'année les valeurs n'ont pas dépassé 2'000 Bq/l. La combustion de montres contenant du tritium explique également les valeurs observées à l'UI de Bienne.

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds s'expliquent par le fait que l'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrive également dans la STEP. Pour l'année 2002, on estime ainsi à 1.9 TBq, la charge en tritium à la sortie de la STEP de la Chaux-de-Fonds. Cette valeur est deux fois inférieure à celle mesurée en 2001.

Tableau 2: Tritium et Iode dans les eaux de rejet des usines d'incinération (UI) et des stations d'épuration (STEP)
Limites de l'ORaP pour l'eau du domaine publique: ^{3}H: 12'000 Bq/l, ^{131}I: 10 Bq/l

Installations	Laboratoire de mesure	Isotope	Nombre	Valeur min-max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	^{131}I	54	< 0.1-0.7	---	---
		^{3}H	54	0.4 – 5.4	2.8	2.7
UI Bâle		^{131}I	51	< 0.1 – 4.4	---	---
		^{3}H	61	200 – 37'000	590	1580
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	52	< 0.1 – 0.6	---	---
	SUER	^{3}H	12	< 20	---	---
UI Bienne	SUER	^{3}H	52	11 - 501	28	78
STEP La Chaux-de-Fonds	SUER	^{3}H	12	73 - 510	---	260
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	43	< 0.2 – 0.8	---	---
		^{3}H	12	< 3 – 6	---	---
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	52	< 1.5	---	---
	SUER	^{3}H	13	2.3 - 3.2	---	2.3

3.3. Aeroradiometrische Aufnahmen in der Schweiz

B. Bucher
Paul Scherrer Institut (PSI), 5232 VILLIGEN-PSI

G. Schwarz
Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), 5232 VILLIGEN-HSK

L. Rybach, Chr. Bärlocher
Institut für Geophysik, ETH Hönggerberg, 8093 ZÜRICH

3.3.1 Zusammenfassung

Die aeroradiometrischen Messflüge vom 27. Mai bis 31. Mai 2002 standen ganz im Zeichen der internationalen Messübung im Rahmen des EU-Projektes ECCOMAGS (European Coordination and Calibration of Mobile and Airborne Gamma Spectrometry), die im Südwesten Schottlands stattfand. Trotzdem konnten in der Schweiz noch Messungen in der Umgebung der Kernkraftwerke Beznau und Leibstadt sowie der Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut durchgeführt werden. Die Resultate im Gebiet der Kernanlagen zeigten keine erhöhte Radioaktivität im Vergleich zu früheren Jahren.

3.3.2 Einleitung

Aeroradiometrische Messungen begannen in der Schweiz 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^2) der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei abwechslungsweise zwei bzw. drei Gebiete mit Kernanlagen vermessen werden. 1992 und 1995 wurden ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich zwei neue Messgeräte gebaut (16.8 und 4.0 l Detektoren).

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

Im Jahre 1994 wurde die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit Mai 2001 gemeinsam durch das Paul Scherrer Institut (PSI) und das Institut für Geophysik der ETHZ.

3.3.3 Flugaufnahmen 2002

Die aeroradiometrischen Messflüge vom 27. Mai - 31. Mai 2002 standen ganz im Zeichen der internationalen Messübung im Rahmen des EU-Projektes ECCOMAGS (European Coordination and Calibration of Mobile and Airborne Gamma Spectrometry), die im Südwesten von Schottland stattfand. Leider wurde den Teams mit militärischen Helikoptern, zu denen auch die Schweiz gehörte, vom englischen Verteidigungsministerium die Flugerlaubnis vor Ort verweigert. Deshalb konnten nur beim Rückflug in die Schweiz einige Messungen über dem Übungsgebiet aufgenommen werden. Zusätzlich wurden auch noch Backgroundmessungen über dem Meer durchgeführt. Ein Vergleich der Messwerte mit Daten von ausländischen Teams, die unbehindert fliegen und messen konnten, bestätigt die richtige Kalibration des schweizer Messsystems.

Nach der Rückkehr in die Schweiz konnte am Freitag 31. Mai die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau und Leibstadt sowie der Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut aeroradiometrisch vermessen werden.

Im Auftrag der HSK wurden die Messgebiete um die Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie um die Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut (PSI) bereits mehrmals vermessen. Das KKL, das während der aeroradiometrischen Messungen im Betrieb war, konnte anhand der ^{16}N-Strahlung (Halbwertszeit $t_{1/2}$=7.3 s) sehr gut detektiert werden. Diese Strahlung wird bei Siedewasserreaktoren durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches im Betrieb durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise we-

nig abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N gut detektiert werden. In Fig. 1 ist der nach Schwarz et al. (1991) modifizierte MMGC-Ratio (Man Made Gross Count) im Gebiet der Kernkraftwerke Leibstadt und Beznau sowie der Forschungsanstalt PSI dargestellt. Der MMGC-Ratio entspricht dem Verhältnis der Zählrate im tiefenergetischen Bereich des Spektrums (400-1'400 keV) zur Zählrate im hochenergetischen Bereich des Spektrums (1'400-3'000 keV). Da Spaltprodukte im Gegensatz zu natürlichen Radionukliden hauptsächlich im tiefenergetischen Bereich Gammastrahlung aussenden, weisen hohe Werte auf durch Menschen verursachte Strahlung hin. Deutlich ist in Fig. 1 das Kernkraftwerk Leibstadt zu erkennen. Das KKB hingegen konnte aeroradiometrisch nicht detektiert werden, da es sich um einen Druckwasserreaktor handelt und deshalb das Aktivierungsprodukt ^{16}N nicht aus dem sehr gut abgeschirmten Reaktorgebäude gelangt.

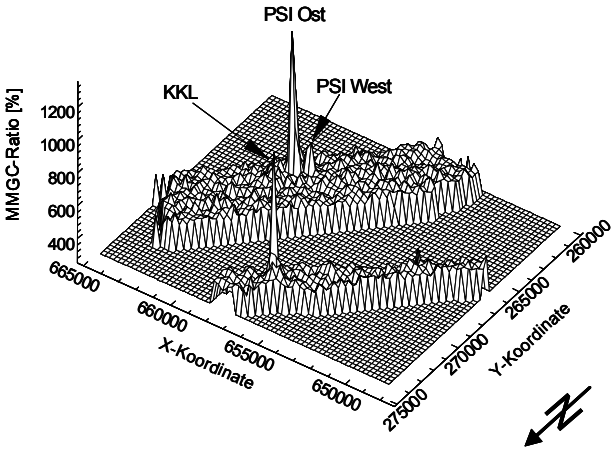


Fig. 1: Dreidimensionale Darstellung des MMGC-Ratio im Messgebiet KKL/KKB/PSI.

Hingegen konnten auch dieses Jahr über beiden Teilen Ost und West des Paul Scherrer Instituts erhöhte Zählraten gemessen werden, die auf verschiedene Quellen zurückgeführt werden können (Fig. 1). Am deutlichsten wurden die radioaktiven Abfälle im Bundeszwischenlager (PSI-Ost) erkannt, wo hauptsächlich ^{60}Co identifiziert werden konnte (Fig. 2). Im PSI-West wurden zwei unterschiedliche Strahlenfelder erkannt: das eine zeigt sehr hochenergetische Strahlung mit Energien > 3 MeV und einem Kontinuum im ganzen Spektrumsbereich. Dieses Strahlungsfeld wurde über zwei Beschleunigern in der Experimentierhalle registriert und wird durch hochenergetische Neutronen verursacht, die durch Wechselwirkungen in den Beschleunigern erzeugt werden. Das andere Strahlungsfeld weist vor allem zwei ausgeprägte Peaks aus (Fig. 2). Der tieferenergetische Peak wird sehr wahrscheinlich durch Positron-Annihilationstrahlung (511 keV) verursacht. Der Peak bei höherer Energie könnte auf ^{41}Ar (1'294 keV) zurückzuführen sein, das bei der Neutronenquelle SINQ aus dem natürlichen Edelgas Argon (^{40}Ar) entsteht und über die Abluft ins Freie gelangt.

Im Bereich der Swiss Light Source (SLS) des PSI konnten keine Anomalien im Strahlungsfeld festgestellt werden, wobei die Fluglinien nicht direkt über die Anlage führten.

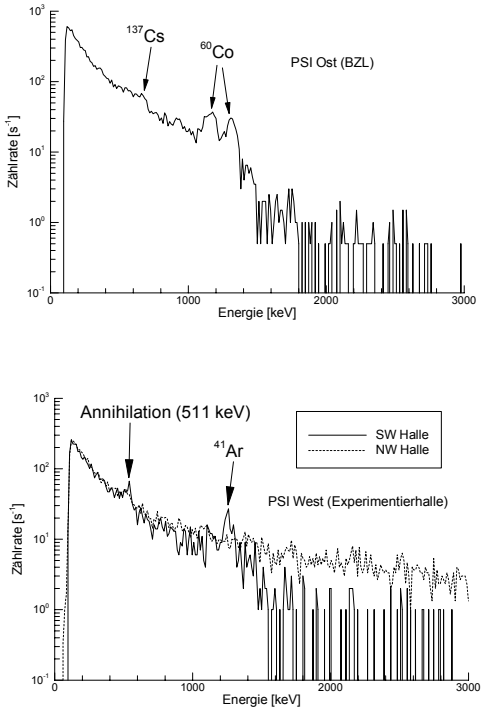


Fig 2: Gemittelte Spektren im Bereich des Bundeszwischenlagers, das sich am PSI Ost befindet (oben), und der Experimentierhalle im PSI West (unten). Die Spektren über der Experimentierhalle stammen von zwei unterschiedlichen Bereichen im Nordwesten (NW) und Südwesten (SW) der Halle.

Das Zwischenlager für radioaktive Abfälle (ZWILAG) konnte aeroradiometrisch nicht detektiert werden, obwohl bereits eine beachtliche Aktivität gelagert wird. Dies ist wohl darauf zurückzuführen, dass die Fluglinien südlich und nördlich der Anlage verliefen und die Abschirmung die Strahlung ausreichend abschwächt.

Ausserhalb der eingezäunten Areale um die Kernkraftwerke, das ZWILAG und das PSI konnte keine durch menschliches Handeln verursachte Strahlung festgestellt werden, die nicht auf das Tchernobyl-Ereignis oder den Atombombentests-Fallout zurückgeführt werden kann.

3.3.5 Perspektiven

Aufgrund der in die Jahre gekommenen Rechner der Messsysteme wurden im Jahre 2002 die Vorbereitungen für ihre Erneuerung getroffen. Im Jahre 2003 wird diese Erneuerung erfolgen, womit Ende 2003 wieder zwei einsatzbereite Messsysteme bestehen, die dem neuesten technischen Stand entsprechen. Dabei wird auch die neue online Auswertesoftware im System integriert werden.

Im Jahre 2003 soll neben den routinemässigen Flügen in der Umgebung der Kernkraftwerke Mühleberg und Gösgen im Rahmen einer Übung mit der österreichischen Partnerorganisation der NAZ die Zusammenarbeit über die Grenzen weiter gefördert werden. Die bestehenden internationalen Kontakte sollen gepflegt und gegebenenfalls ausgebaut werden.

3.3.6 Literatur

- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.

- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogamma-spektrometrie. 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.

3.2. Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM

Y. Loertscher
Nationale Alarmzentrale (NAZ), Eidg. Departement für Verteidigung, Bevölkerungsschutz und Sport, Postfach, 8044 ZÜRICH

3.2.1. Übersicht

Das Netz für die automatische Dosisleistungsmessung und -alarmierung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung. Wie für die vorherigen Jahre konnte im 2002 eine nahezu lückenlose Überwachung gewährleistet werden. In der Berichtsperiode wurden bis auf einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung keine besonderen Vorfälle registriert. Insbesondere wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

3.2.2. Erfahrungs- und Mittelwerte

Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 2002 überprüft. Eine Darstellung der Jahresmittelwerte sowie der extremen Wochenwerte für die einzelnen Stationen ist in den Fig. 2 und 3 abgebildet. Auch dieses Jahr ergab sich für eine Station eine leichte Änderung. Für diese Sonde, deren Messwert 2002 eine leichte Abweichung vom bisherigen Erfahrungsbereich aufweist, wurde wie üblich eine entsprechende Anpassung vorgenommen.

Station	Erfahrungswert*) 2001 [nSv/h]	Erfahrungswert*) 2002 [nSv/h]	Neuer Erfahrungsbereich*) [nSv/h]	Ursache der Änderung des Erfahrungswerts
Wynau	98	108	90-130	Alterung der Sonde

*) nach Subtraktion des Eigennulleffekts

3.2.3. Qualitätssicherung

Im Jahre 1995 wurde das Qualitätssicherungsprogramm für die NADAM-Sonden gestartet. In einer ersten Phase wurden die wesentlichen physikalischen Eigenschaften der NADAM-Sonden (Apparativer Nulleffekt, Kalibrierung, Linearität, Richtungs-, Energie- und Temperaturabhängigkeit) im Sinne einer Typenprüfung untersucht. Ein Teil dieser Messungen war bereits bei der Installation des Netzes durch die SUeR durchgeführt worden.

Das Programm wird nun durch eine jährliche Kontrolle ausgewählter Sonden im Sinne einer Qualitätsprüfung weitergeführt. Dabei werden jährlich an ca. 10 Sonden Eigennulleffekt, Kalibrierung und Linearität in Funktion der Energie überprüft.

Die Typenprüfung hat das aus früheren Messungen bekannte Verhalten in den meisten Punkten bestätigt und lässt somit den Schluss zu, dass die NADAM-Sonden ihre Aufgaben im Rahmen der Überwachung zufriedenstellend erfüllen.

Die als Test im 2001 durchgeführte Alarmüberprüfung jeder Sonde wurde in 2002 in der Routine-Kontrolle integriert und weitergeführt. In 2002 wurde kein Fehlverhalten irgend einer Sonde nachgewiesen.

3.2.4. Erneuerung der NADAM-Sonden

Die in 2001 gestartete Ausschreibung für die Wahl einer neuen Sonde wurde erfolgreich abgeschlossen. Mit der neuen Sonde werden hauptsächlich folgende Verbesserung erreicht:

- die Berechnung von Impuls/Sekunde auf µSv/h erfolgt in der Sonde selbst. Die Sonde liefert somit ein Wert, der direkt vergleichbar ist.

- die Sonde ist ein Nachfolgemodel der MADUK-Sonde. Somit werden Vergleichmessungen zwischen beiden Netze einfacher.

Vom gewählten Lieferant wurden bereits zwei Exemplare gekauft, um die Eigenschaften dieses neuen Produktes in einer realen Umfeld testen zu können, und um die Kompatibilität der Sonde mit der Infrastruktur von MeteoSchweiz zu überprüfen. Diese Teste laufen seit Ende 2002 und werden bis Mitte 2003 dauern.

Somit kann der Wechsel (ab 2004 gleichzeitig mit der Erneuerung der MeteoSchweiz-Messstationen) optimal erfolgen.

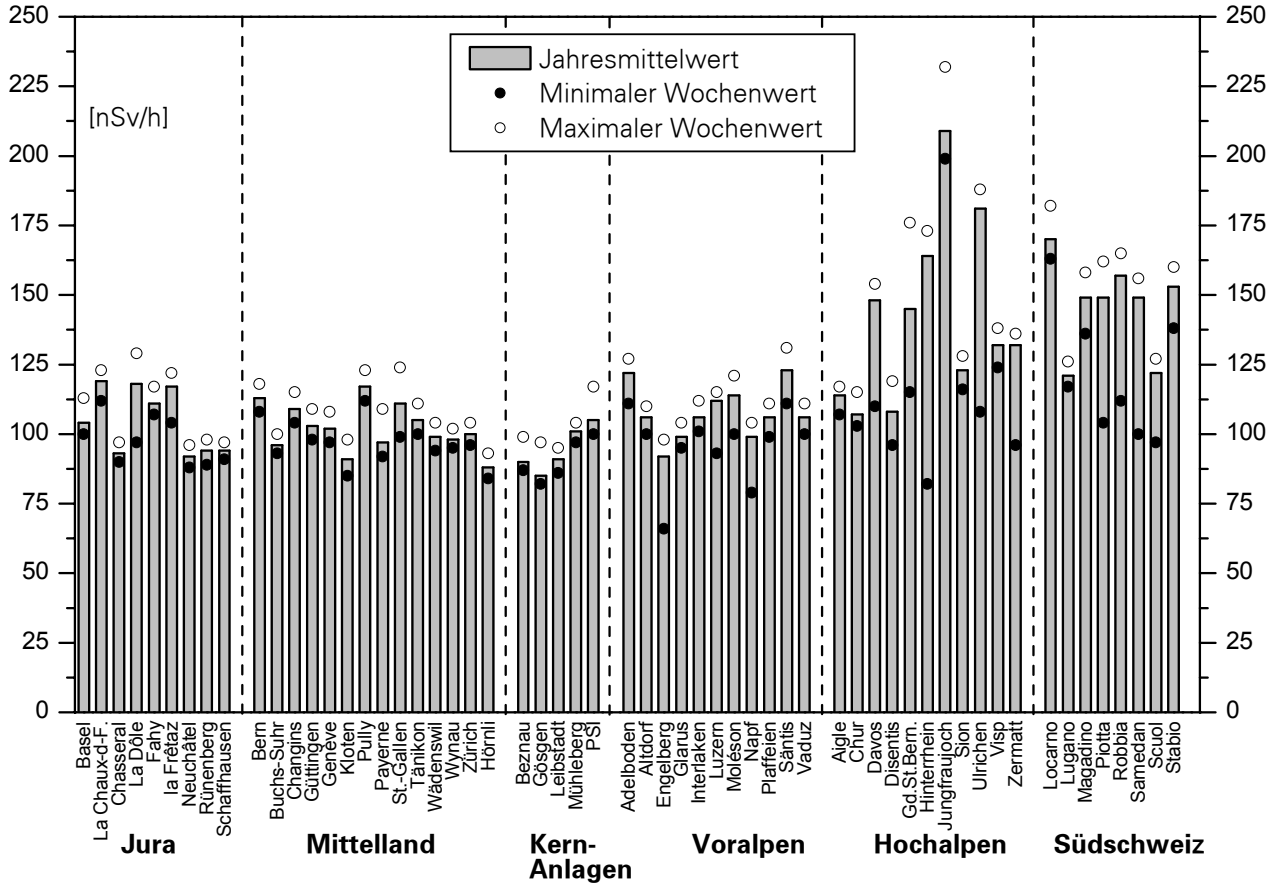


Fig. 1: Jahresmittelwerte 2002 der NADAM-Sonden, aufgeteilt nach Regionen (nach Subtraktion des Eigennulleffekts).

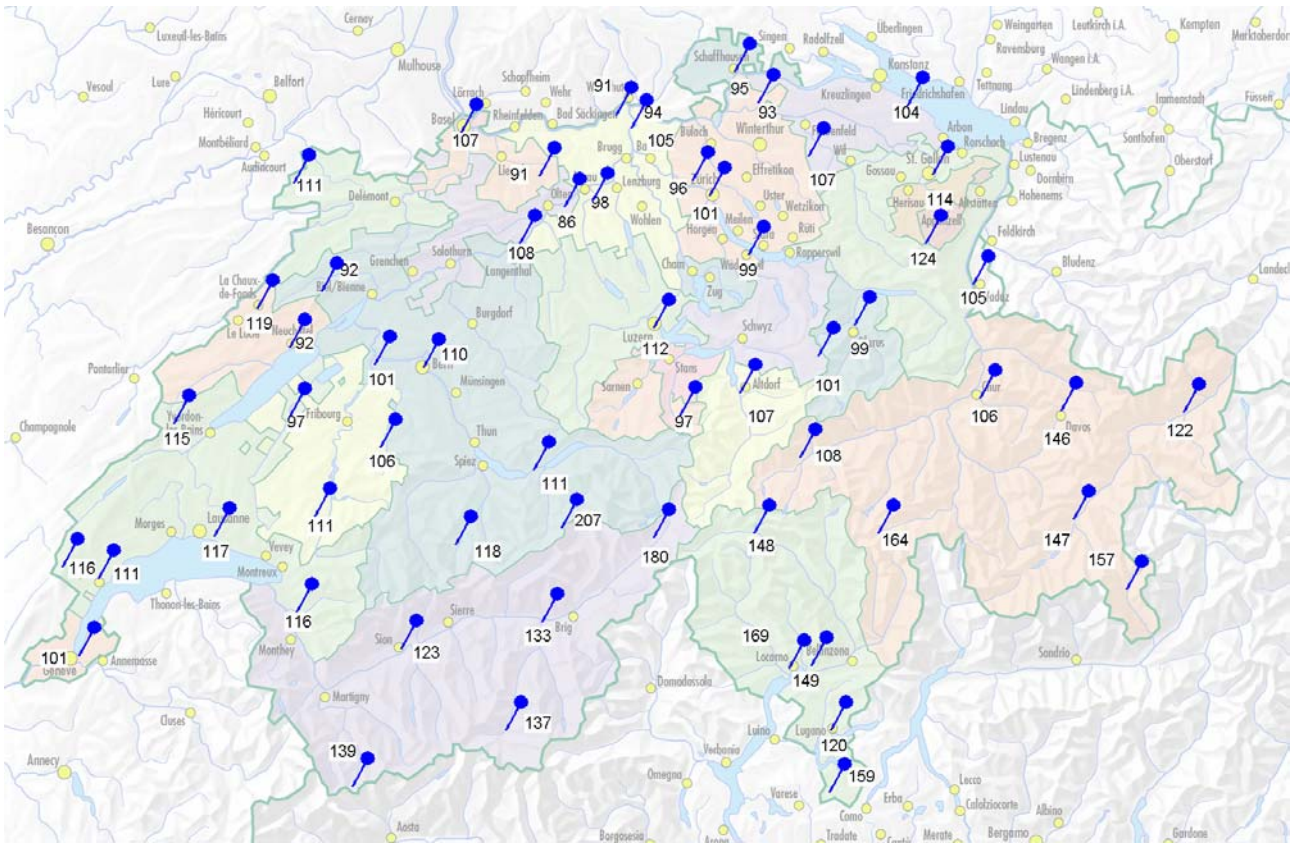


Fig. 2: Karte der Jahresmittelwerte 2002 der NADAM-Sonden (nach Subtraktion des Eigennulleffekts). Die Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 86 und 207 nSv/h. Dies ist vor allem durch Unterschiede in der natürlichen Strahlung bedingt. Einerseits hängt sie von Art und Zusammensetzung des Bodens ab, andererseits nimmt die Intensität der kosmischen Strahlung mit der Höhe zu. Der künstliche Beitrag durch den Tschernobylausfall und die Atombombentests ist heute praktisch nicht mehr erkennbar.

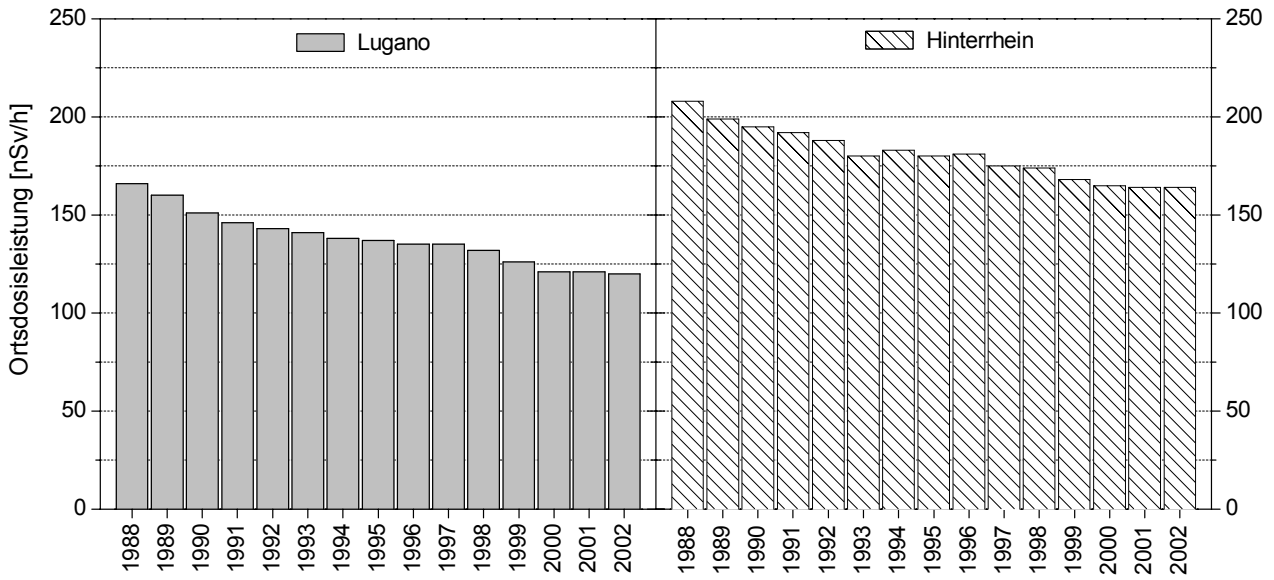


Fig. 3: Verlauf der Erfahrungswerte der Stationen Lugano und Hinterrhein für die Periode 1988 - 2002 (nach Subtraktion des Eigennulleffekts). Stationen in Gebieten, die von radioaktiven Niederschlägen nach dem Unfall in Tschernobyl stark betroffen waren, zeigen eine kontinuierliche Abnahme der Ortsdosisleistung. Diese Abnahme entspricht der Reduktion des künstlichen Anteils der Strahlung (bedingt durch den radioaktiven Zerfall und das Eindringen der langlebigen Radionuklide in tiefere Bodenschichten).

3. Externe Strahlung

3.1. Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner, H. Völkle
Section surveillance de la radioactivité, SUER/OFSP, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

M. Schibli
Division principale de la sécurité des installations nucléaires, DSN, 5232 VILLIGEN-HSK

F. Byrde
Laboratoire de Spiez, 3700 SPIEZ

T. Buchillier
Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

3.1.1 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. La spectrométrie gamma directe (in situ) est par contre une méthode appropriée à l'estimation rapide de la contribution individuelle des radionucléides gamma d'origine naturelle et artificielle à l'exposition du public. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons s'orientent 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 (SUeR-Fribourg), de la DSN (Villigen), du Laboratoire de Spiez et de l'IRA (Lausanne) misent sur la spectrométrie gamma in situ. Son exploitation informe de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte. Les examens in situ portent en priorité sur le voisinage des installations nucléaires (KKB, KKG, KKL, KKM, PSI, CERN) et sur le suivi de la contamination rémanente en ^{137}Cs issu des essais nucléaires et de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans le massif alpin par rapport au Plateau Suisse, les résultats in situ 2002 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

3.1.2. Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base sur les recommandations ICRU [1]. Lors d'une mesure dans le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'exposition ambiante globale est mesurée simultanément sur le site à l'aide d'une chambre à ionisation. L'exposition ambiante naturelle s'obtient par sommation de la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site [2] et des composantes locales du rayonnement terrestre (^{40}K, séries ^{238}U et ^{232}Th), calculées à partir des spectres gamma pour une distribution homogène de ces radionucléides primordiaux dans le sol. En soustrayant l'exposition ambiante d'origine naturelle ainsi calculée de l'exposition ambiante globale mesurée par chambre d'ionisation, il est possible d'évaluer la contribution des radionucléides artificiels au débit d'exposition ambiante. L'atout de cette démarche est de permettre d'estimer d'éventuelles contributions artificielles hors du domaine d'énergie de la mesure gamma (par exemple rayonnement direct) et de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol.

3.1.3 Résultats in situ 2002

Les contributions individuelles au débit d'exposition ambiante reconstituées par spectrométrie gamma in situ sont représentées (fig. 1) pour les sites suisses examinés en 2002. Cette reconstitution se base sur les hypothèses suivantes : distribution homogène de tous les radionucléides (y compris le ^{137}Cs artificiel) dans le sol et 1nGy/h = 1

[1] *ICRU-Report 53 "Gamma-Ray Spectrometry in the Environment" 1994, ISBN 0-913394-52-1.*
[2] *Radioprotection, vol. 22 n° 3, pages 231-239, 1987*

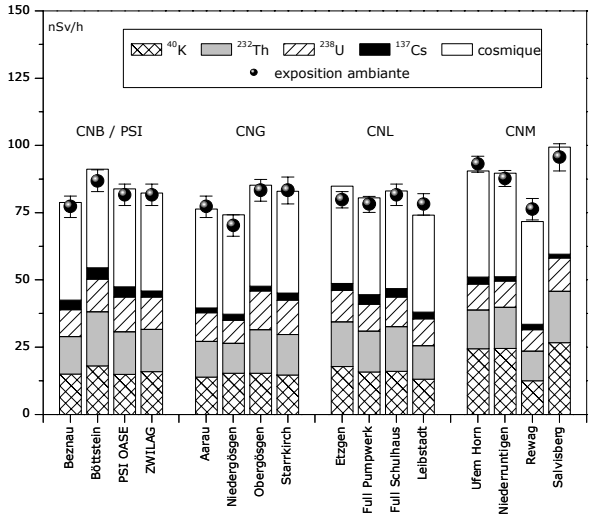
nSv/h. La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation est indiquée avec son incertitude et permet d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

Pour tous les sites, à l'exception d'Etzgen, Stabio et Caslano, la différence entre reconstruction et mesure est inférieure à l'incertitude expérimentale. Pour ces 3 sites, par contre, on constate une surestimation de la reconstitution, calculée sur la base des spectres gamma, par rapport à la valeur mesurée à l'aide de la chambre d'ionisation. Dans le cas de Stabio et Caslano, au Tessin, cette différence est due à la distribution homogène admise pour le ^{137}Cs, résultant du fallout de Tchernobyl. En effet, l'hypothèse d'une distribution homogène surestime d'autant plus la contribution d'un radionucléide au débit d'exposition qu'il est distribué en surface. L'approche par soustraction des composantes naturelles à la mesure globale du débit de dose, décrite au paragraphe 3.1.2, permettrait une estimation plus réaliste de la contribution due au césium dans ces 2 cas.

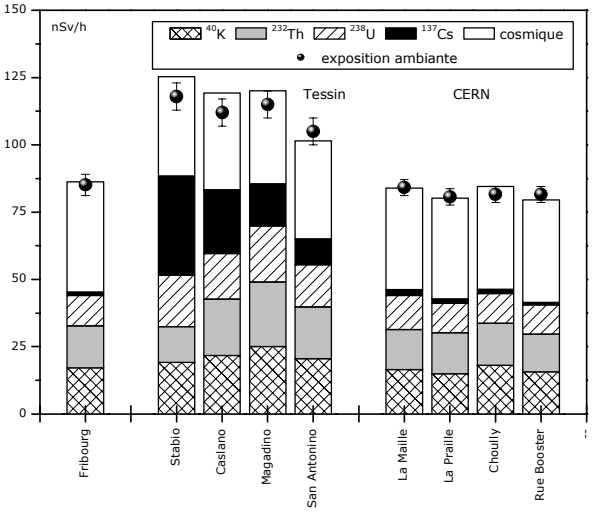
À Etzgen, la mesure in situ a été effectuée juste après la pluie. Les précipitations entraînent un lavage des produits de filiation du radon présents dans l'air, et leur déposition à la surface du sol. Ce phénomène conduit alors à une surestimation de la contribution des éléments de la série ^{238}U à l'origine de la différence observée entre reconstruction et mesure globale du débit de dose.

3.1.4. Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2002 ont permis de caractériser les sites d'examen du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs du fallout et de Tchernobyl). Les résultats ont 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'exposition calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation.



Sites du voisinage des installations nucléaires



Cantons de Fribourg, du Tessin et le CERN

● = mesure du débit de dose ☐ = mesure in situ

Fig. 1: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante pour une distribution homogène, dans les sites examinés par spectrométrie gamma in situ en 2002.

9.2 Emissionen der Spitäler

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

R. Linder
Sektion Aufsicht und Bewilligungen, 3003 BERN

H. Völkle
Sektion Überwachung der Radioaktivität, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Gemäss dem Trend der vergangenen Jahre hat der Verbrauch an I-131 zu therapeutischen Zwecken um ca. 6% zugenommen. Dagegen kann festgestellt werden, dass der Verbrauch anderer Nuklide zu therapeutischen Zwecken stagniert. Die Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser aus den Abwasserkontrollanlagen der Therapiepatientenzimmer hat etwas zugenommen, liegt aber weiterhin in der Grössenordnung der vergangenen Jahre.

9.2.1 Ausgangslage

Spitäler und Röntgeninstitute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren, melden anlässlich einer Umfrage des BAG den Umsatz, den Zweck der Applikation sowie die Abgabe an die Umwelt.

9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I, das zur Schilddrüsentherapie verwendet wird, kann den Patienten bis zu einer Aktivität von 200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höheren Aktivitäten werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapiezimmern isoliert. 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 zur Schmerzlinderung in Gelenke oder Tumore appliziert. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation oder applizierter Aktivität. Hier gelangen immer wieder neue Nuklide zur Anwendung, wie in diesem Jahr ^{177}Lu. Da sich der Gesamtverbrauch insgesamt nicht erhöht ist anzunehmen, dass diese neuen Nuklide vor allem die gebräuchlichen substituieren und keine zusätzlichen Anwendungen darstellen.

9.2.3 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 Jod-131 beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ^{131}I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (Bsp.^{90}Y) wird dieser Anteil in ^{131}I Aequivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivität miteinbezogen. Das Verhältnis der bewilligte Abgaberate zur tatsächlichen Abgabe beträgt etwa 5:1. Die bewilligten Abgaberaten wurden in keinem Betrieb überschritten.

Tab.1 Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2002 in GBq

Ort / Spital	^{131}I amb.	^{131}I stat.	^{89}Sr	^{32}P	^{186}Re	^{169}Er	^{90}Y	^{153}Sm	^{177}Lu
Aarau, Kantonsspital	1.78				0.15		1.85		
Baden, Kantonsspital	4.01	108.24		0.15				20.40	
Basel, Kantonsspital	0.67	366.04		0.56	7.25		1715.00	2.41	81.59
Basel, Claraspital	2.22				0.19		0.19		
Bellinzona, San Giovanni	0.92	150.94			0.15	0.15	1.48		
Bern, Insel	1.67	603.51	0.30	1.61	2.10	0.89	9.23	15.00	
Biel, Klinik Linde	1.98				0.37		0.19		
Brig, Kantonsspital	2.80								
Chur, Kantonsspital	2.63	95.42	2.37			0.07	0.56		
Frauenfeld, Kantonsspital	0.40		0.75		0.19		0.22		
Freiburg, Hopital Cantonal	3.55	45.20			22.80			2.60	
Genf, Hopital Cantonal	31.50	183.10			1.11		0.74	15.00	
Genf, Radiologie Florissant							0.22		
Grenolier, Clinique Grenolier			0.30						
La Chaux-de-Fonds, Hôpital					0.26	0.07	0.19		
Lausanne, Dr. Rosselet	6.48								
Lausanne, CIP	0.48								
Lausanne, CHUV	1.00	273.84	0.44	0.74	0.59	0.13	1.85	51.03	
Lugano, Civico	0.74						0.19		
Luzern, Kantonsspital	2.31				0.52	0.15	4.84	7.50	
Luzern, St. Anna	12.33								
Luzern, Marugg	0.56								
Mendrisio, Beta Vergine	1.17								
Münsterlingen, Kantonsspital	4.14	186.01			0.30	0.20	1.48	9.05	
Schaffhausen, Kantonsspital								5.60	
Schlieren, Limmattalspital	5.80								
Sion, Hopital Cantonal	2.78	35.89		0.19	7.13		0.56		
Sion, CIV, Dr. Sidani							0.56		
Solothurn, Bürgerspital	3.56	4.00			0.19		0.74		
St.Gallen, Kantonsspital		480.56			0.04	0.04	1.85	5.40	
Wetzikon, Dr.med.Schaub	5.97								
Winterthur, Kantonsspital	4.55	79.48					0.90	29.70	
Zürich, USZ		275.00			10.10	0.11	6.66		
Triemli, Zürich	8.82	176.69					0.37	12.79	
Zürich, Waid	1.68								
Zürich, Hirslanden					0.07		1.84	33.30	
Schweiz gesamt	**116.46**	**3063.92**	**4.15**	**3.24**	**53.48**	**1.82**	**1751.67**	**209.78**	**81.59**

Tab.2 Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2002 in MBq/Jahr

Ort	**Baden**	**Basel**	**Bellinzona**	**Bern**	**Chur**	**Fribourg**	**Genf**	**Lausanne**
Spital	**KS**	**KS** [1)]	**S. Giovanni**	**Insel**	**KS**	**HC**	**HCG**	**CHUV**
Jan.	0	180	7	170	0	1	148	30
Feb.	0	107	0	0	0	0	146	10
März	0	474	50	271	25	0	142	12
April	0	268	0	242	33	1	133	16
Mai	0	246	48	525	41	0	194	21
Juni	0	266	0	270	25	0	96	16
Juli	0	359	23	161	32	2	173	0
Aug.	0	96	21	1160	0	0	117	21
Sept.	0	311	43	290	12	0	103	20
Okt.	0	232	24	290	12	1	153	27
v	0	202	20	840	0	0	5	29
Dez.	0	283	36	480	0	8	294	17
Total 2002	**0**	**3024**	**272**	**4699**	**180**	**13**	**1704**	**219**
Total 2001	1	4003	255	2331	281	3	0	263
Total 2000	1	3117	217	2017	197	9	0	214
Total 1999	0	1974	34	1940	104	4	3289	165
Total 1998	0	12018	36	5660	89	6	2952	139
Total 1997	0	2299	86	6650	178	0	1187	0
Bew. Abgabe pro Woche	22	100	12	370	16	16	77	30

[1)] inkl. Abgabe von Y-90 in I-131 Aequivalente umgerechnet

Ort	**Münsterlingen**	**Sitten**	**Solothurn**	**St.Gallen**	**Winterthur**	**Zürich**	**Zürich**	**Total**
Spital	**KS**	**HC**	**Bürgerspital**	**KS**	**KS**	**USZ**	**Triemli**	**GBq/Jahr**
Jan.	1	0	19	57	0	117	0	
Feb.	5	0	0	31	0	19	249	
März	9	0	0	0	0	42	4	
April	10	4	0	26	0	6	219	
Mai	32	1	0	33	0	37	282	
Juni	18	4	0	0	0	47	219	
Juli	14	0	0	5	0	53	320	
Aug.	4	0	0	26	4	80	430	
Sept.	23	12	0	35	4	25	318	
Okt.	0	0	0	75	4	71	350	
Nov	37	12	0	30	3	96	145	
Dez.	4	0	0	0	0	187	0	
Total 2002	**157**	**33**	**19**	**318**	**15**	**780**	**2536**	**14.0**
Total 2001	215	39	22	592	0	636	1006	11.5
Total 2000	20	7	8	296	210	476	1022	9.0
Total 1999	66	7	20	258	199	0	2495	10.6
Total 1998	31	30	2	147	509	0	3944	25.3
Total 1997	44	137	4	231	667	3	3232	14.7
Bew. Abgabe pro Woche	30	15	30	150	96	150	130	

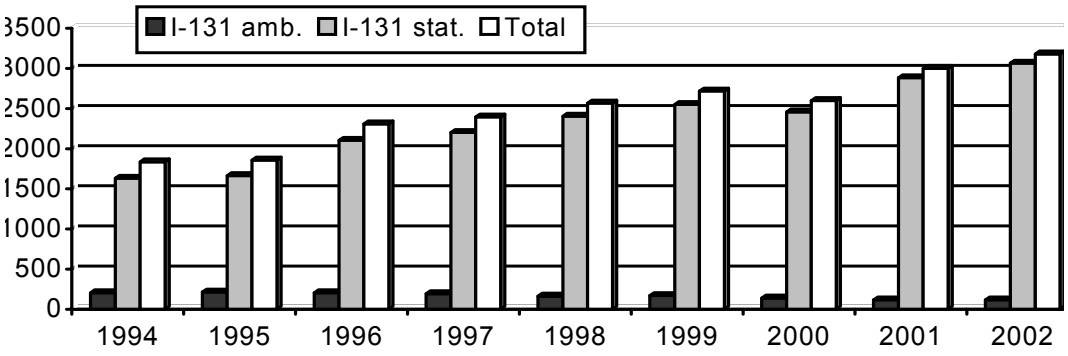


Fig. 1: Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1994-2002 in GBq

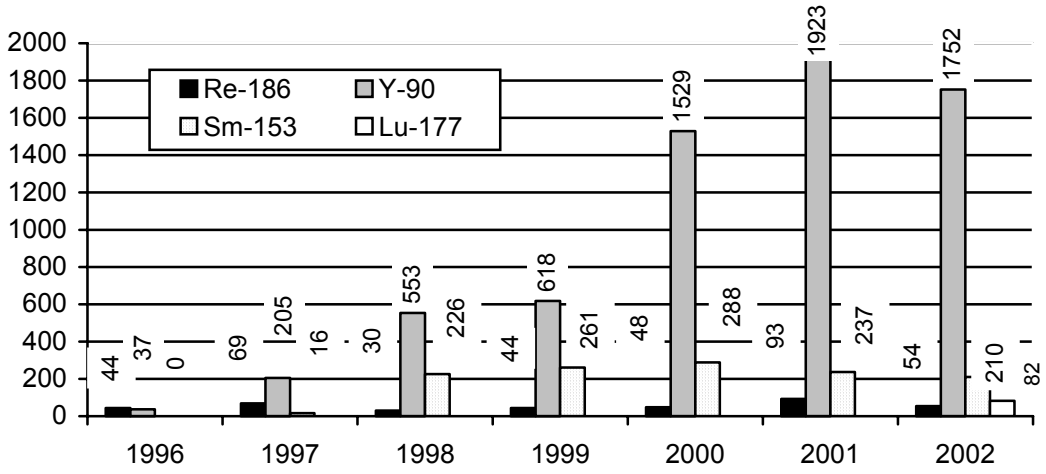


Fig. 2: Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq

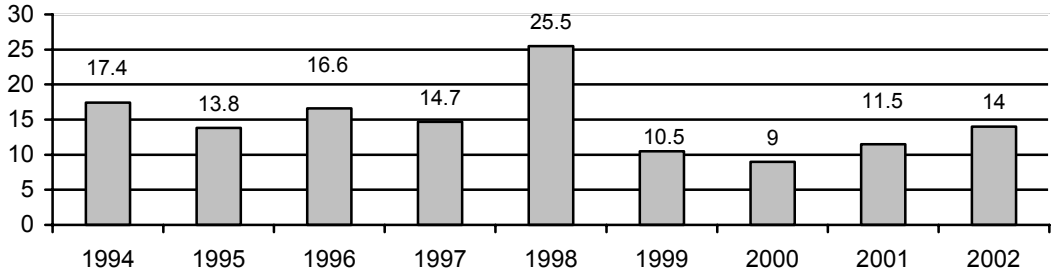


Fig. 3: Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1994-2002 in GBq

10.1. Paratonnerres radioactifs en Suisse romande

H. Völkle
Section de surveillance de la radioactivité (SUER), Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

En Suisse romande se trouvent encore environ 150 paratonnerres radioactifs sur les toits des maisons. Ils ont été vendus dans les années cinquante du siècle passé par la firme française HELITA (voir photo). Ils contiennent entre 30 et 70 MBq de ^{226}Ra (certains de l'^{241}Am), qui peut présenter un danger radiologique. Ceci d'une part, si une personne se tient pendant un temps prolongé à proximité immédiate d'un tel paratonnerre ou, d'autre part, si le radium (ou l'américium) entre dans le corps par la nourriture, l'eau potable ou comme poussière respirée. Ces paratonnerres ont été installés en Suisse à une période où leur utilisation n'était pas encore réglée par la législation. Aujourd'hui l'installation nécessiterait une autorisation de l'OFSP qui ne serait plus accordée. En France ainsi qu'en Espagne des dizaines de milliers de tels paratonnerres ont du être démontés et éliminés.

Figure 1: Paratonnerre HELITA
sur le toit du silo FENACO
Route des Arsenaux 22 à Fribourg
(diamètre de l'anneau central: 18 cm,
longueur des bras: env. 30 cm)

Ces paratonnerres se trouvent déjà depuis plusieurs dizaines d'années sur les toits. Il n'est donc pas à exclure que les supports soient corrodés et que des pièces soient tombées. Lors de la frappe par la foudre il est possible que les parties en céramique contenant la substance radioactive se cassent et que des morceaux tombent par terre et contaminent le voisinage de la maison. Des personnes pourraient entrer en contact avec cette substance ou des enfants pourraient jouer avec des pièces métalliques qu'ils auraient trouvées. En plus, on ne peut pas exclure que de tels paratonnerres aient déjà été démontés et soient stockés dans des maisons ou à des endroits où ils pourraient présenter un danger pour les personnes qui se tiendraient à proximité. Une personne qui stockerait un tel paratonnerre dans sa maison (par exemple dans le local de bricolage) et se tiendrait pendant une heure par jour à une distance de 2 m accumulerait une dose annuelle pouvant atteindre 2 mSv. Si le paratonnerre se trouve dans l'appartement, la dose d'irradiation d'une personne pourrait aller jusqu'à 15 mSv par année.

L'OFSP aimerait éliminer tous les paratonnerres radioactifs restant en Suisse romande le plus vite possible. Voici les raisons principales:

- ces paratonnerres présentent un danger du fait qu'ils contiennent du ^{226}Ra ou de l'^{241}Am;
- leur efficacité contre la foudre n'a jamais été démontrée;
- s'ils sont frappés par la foudre, les parties en céramique contenant la substance radioactive pourraient se casser, tomber par terre et contaminer ainsi le voisinage de la maison;
- étant donné qu'ils se trouvent déjà depuis des dizaines d'années sur les maisons, on ne peut pas exclure que, dû à une corrosion, des parties soient déjà tombées à terre. Des personnes pourraient entrer en contact ou des enfants pourraient jouer avec les pièces métalliques qu'ils auraient trouvées;
- on ne peut pas exclure, que certains de ces paratonnerres soient déjà démontés et stockés de manière inappropriée ou se trouvent encore dans les maisons.

L'Office fédéral de la santé publique a déjà fait démonter un certain nombre de paratonnerres radioactifs et souhaite éliminer ceux qui restent en Suisse romande. Le canton de Genève a fait un inventaire et l'élimination a commencé. Pour Fribourg une liste est en préparation et un appel à la population a été publié dans les médias pour compléter cette liste afin que l'élimination puisse être organisée prochainement. Des actions semblables sont planifiées dans les autres Cantons de Suisse romande.

10.1. Radium-haltige Blitzableiter in der Westschweiz

H. Völkle
Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER), Bundesamt für Gesundheit
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

In der Westschweiz befinden sich noch rund 150 radioaktive Blitzableiter auf Hausdächern. Sie wurden in den 50er-Jahren des vergangenen Jahrhunderts durch die französische Firma HELITA verkauft (siehe Foto). Sie enthalten 30 bis 70 MBq ^{226}Ra (einige auch ^{241}Am), das aufgrund seiner ionisierenden Strahlung radiotoxisch ist und daher ein Strahlenschutzrisiko darstellt. Dies einerseits wenn man sich über längere Zeit in unmittelbarer Nähe des Blitzableiters aufhält und andererseits wenn das Radium (oder Americium) über Nahrung oder Trinkwasser, oder als eingeatmeter Staub in den Körper gelangt. Diese radioaktiven Blitzableiter wurden zu einer Zeit aufgestellt, als es noch keine entsprechenden gesetzlichen Regelungen gab. Heute wäre eine Genehmigung durch das BAG erforderlich und diese würde nicht mehr erteilt. In Frankreich und Spanien mussten mehrere Zehntausend solcher radioaktive Blitzableiter entfernt werden.

Figur 1: **HELITA Blitzableiter**
auf dem Dach des FENACO-Silos
Route des Arsenaux 22 in Fribourg
(Durchmesser der zentralen Ringes:18 cm,
Länge der Arme: ca 30 cm)

Die radiumhaltigen Blitzableiter befinden sich zum Teil bereits seit mehreren Jahrzehnten auf den Hausdächern. Bei korrodierten Haltevorrichtungen besteht die Gefahr, dass radioaktive Teile herunterfallen. Im Falle eines Blitzeinschlags könnte die radiumhaltige Farbe absplittern oder es könnten Teile der Blitzableiter herunterfallen und in der näheren Umgebung des Hauses verstreut werden. Menschen würden damit in Berührung kommen oder Kinder könnten mit diesen Teilen spielen. Im weitern besteht die Gefahr, dass solche radioaktiven Blitzableiter nach ihrer Demontage nicht fachgerecht entsorgt, sondern an Orten aufbewahrt werden, wo sie dann eine Gefahrenquelle für Menschen darstellen, die sich dort über längere Zeit aufhalten (z.B. Bastelräume). Eine Person, die beispielsweise einen solchen Blitzableiter in ihrem Bastelraum aufbewahrt und sich 1 Stunde pro Tag in 2 m Abstand davon aufhält, würde eine Jahresdosis bis 2 mSv erhalten. Falls diese Person einen Blitzableiter in ihrer Wohnung aufbewahrt und sich 8 Stunden in 2 m Abstand davon aufhält, könnte die Jahresdosis bis 15 mSv betragen.

Das BAG möchte alle diese radioaktiven Blitzableiter daher so schnell wie möglich entfernen lassen und entsprechend den Vorschriften der Strahlenschutzverordnung entsorgen. Die wichtigsten Gründe dafür seien hier nochmals zusammengefasst:

- Die Blitzableiter stellen eine Gefahr dar, da sie ^{226}Ra oder ^{241}Am enthalten;
- Ihre Wirksamkeit als Blitzschutz wurde nie bewiesen;
- Werden sie vom Blitz getroffen, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die radioaktiven Keramikteile zerbrechen, herunterfallen und die Umgebung des Hauses kontaminieren;
- Da sie schon seit längerem auf den Hausdächern sind, sind sie möglicherweise korrodiert und einzelne Teile sind bereits heruntergefallen. Personen können damit in Kontakt kommen oder Kinder könnten mit Metallteilen spielen, die sie am Boden gefunden haben;
- Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass einige von ihnen bereits demontiert und nicht sachgerecht entsorgt worden sind, oder sich noch irgendwo im Haus befinden.

Das Bundesamt für Gesundheit hat bereits eine Anzahl solcher Blitzableiter in der Westschweiz demontieren lassen und möchte auch die noch verbleibenden beseitigen. Im Kanton Genf wurde ein Inventar erstellt und mit der Demontage wurde bereits begonnen. Im Kanton Fribourg ist eine Liste in Bearbeitung und über die Medien wurde ein Aufruf an die Bevölkerung erlassen, damit auch hier das Einsammeln organisiert werden kann. Ähnliche Aktionen sind auch in den übrigen Westschweizer Kantonen geplant.

10.2. Ringversuch 2002: Bestimmung von Tritium in Wasserproben

H. Völkle, M. Jungck
Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER), Bundesamt für Gesundheit
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Als Qualitätssicherungsmassnahme wurde 2002 in Zusammenarbeit mit dem IRA den Laboratorien der Umweltüberwachung ein Ringversuch für die Bestimmung von Tritium in Wasserproben angeboten. 22 angeschriebene Laboratorien haben sich angemeldet und 18 haben schliesslich auch teilgenommen. Die Teilnahme war freiwillig. Es wurden zwei Proben angeboten, wovon eine im Low-Level-Bereich (Leitungswasser). Drei Labors haben sich auch für die letztere angemeldet.

Der Mittelwert aller Labors - ohne ein Ausreisser, der nicht berücksichtigt wurde weil dessen Resultat um einen Faktor 10 zu tief war - liegt mit **2254 ± 300 Bq/l** (2σ) leicht tiefer als der Sollwert des IRA-Tritium-Standards von **2447 ± 160 Bq/l** (2σ).

Auf der nachfolgenden Graphik sind Mittel- und Sollwert sowie die einzelnen Resultate aller 17 berücksichtigten Laboratorien aufgetragen. Bei der angegebenen Unsicherheit handelt es sich um die zweifache Standardabweichung (2σ) bzw. um die Gesamt-Messunsicherheit (2σ) der Einzelwerte. Während sich die statistische Messunsicherheit einfach aus der Zähl-Statistik berechnen lässt, kommen die Laboratorien für die systematische Mess-Unsicherheit zu teilweise unterschiedlichen Resultaten.

Die Ergebnisse wurden nach den Vorgaben der IAEA-Ringversuche ausgewertet, d.h. es wurde überprüft ob die zwei nachfolgend aufgeführten Kriterien erfüllt sind. Dabei sind X_{Mittel} bzw. δ_{Mittel} der Mittelwert der Messwerte aller Laboratorien, bzw. dessen Standardabweichung (1σ) und X_{Labor} bzw. δ_{Labor} der Messwert eines bestimmten Labors bzw. dessen Gesamt-Messunsicherheit (1σ):

1) $$\left|X_{Mittel} - X_{Labor}\right| \leq 2.58 * \sqrt{\delta_{Mittel}{}^2 + \delta_{Labor}{}^2}$$

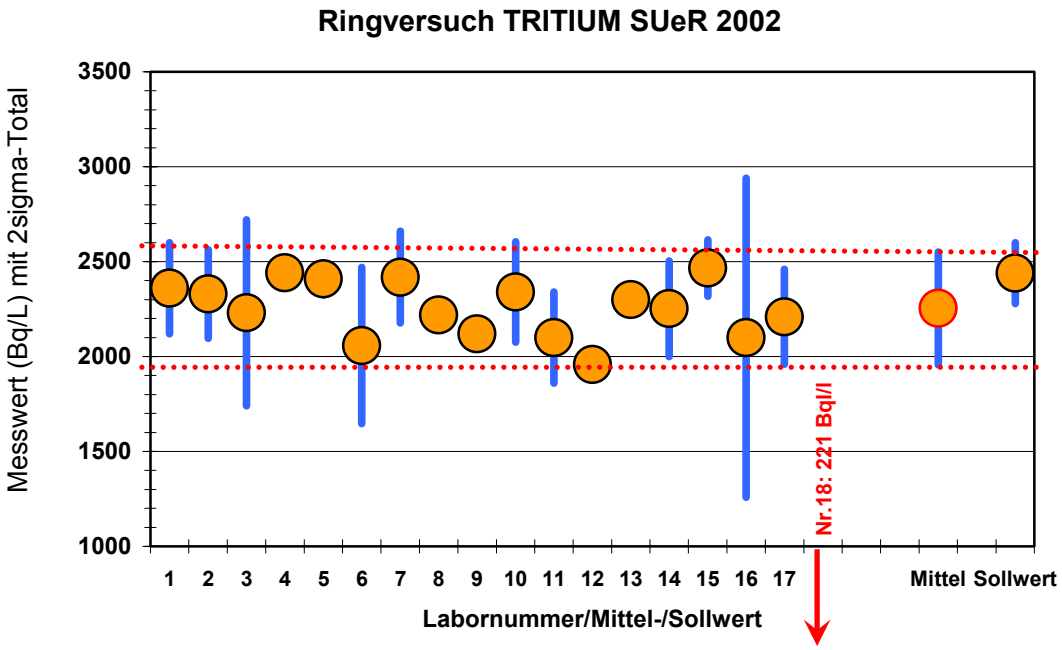
2) $$\sqrt{\left(\frac{\delta_{Mittel}}{X_{Mittel}}\right)^2 + \left(\frac{\delta_{Labor}}{X_{Labor}}\right)^2} * 100\% \leq 10\%$$

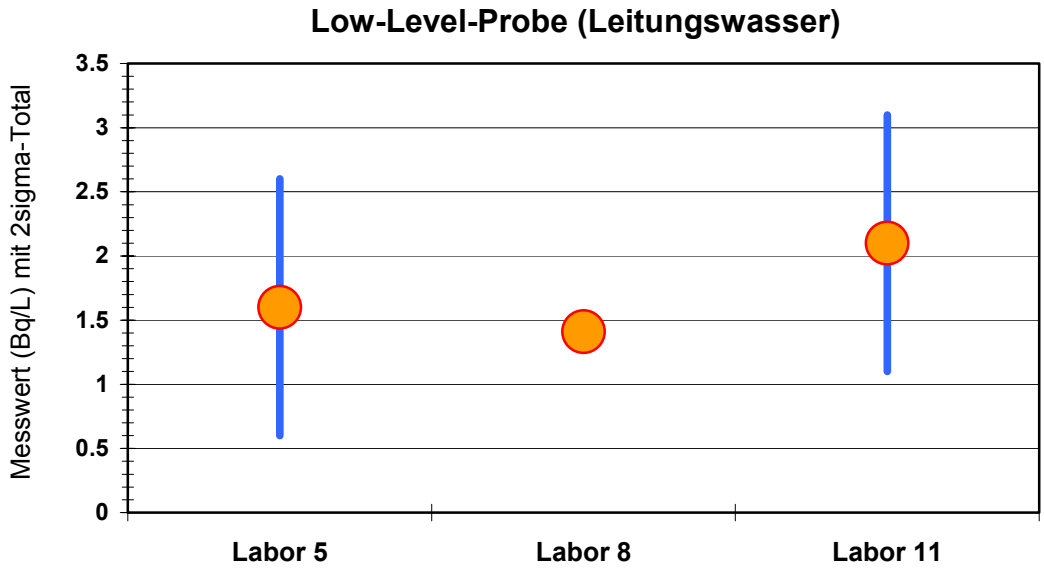
Kriterium Nr. 1: Es wurde geprüft, wieweit die Abweichung der einzelnen **Labormesswerte** vom Gesamtmittelwert mit der angegebenen Messunsicherheit der einzelnen Laboratorien verträglich ist. Hier fallen jene Laboratorien heraus, die zu stark vom Mittelwert abweichen (Ausreisser). Dieses Kriterium haben alle 17 berücksichtigten Laboratorien erfüllt.

Kriterium Nr. 2: Der angegebene Schätzwert der **Messunsicherheit** der einzelnen Laboratorien wurde mit Erfahrungswerten (der IAEA) für Radioaktivitätsmessungen (hier γ-Spektrometrie) verglichen. Hier fallen jene Laboratorien heraus, die einen zu grossen Wert für ihre Messunsicherheit angeben. Dieses Kriterium ist bei drei Laboratorien (Nr. 3, 6 und 16) (knapp) nicht erfüllt. Das heisst, dass diese Laboratorien ihre (systematische) Messunsicherheit etwas überschätzen. Aus unserer Auswertung ergibt sich, dass ein Wert von $2\delta_{systematisch} \approx 10$ % vernünftig erscheint, mit:

$$2\delta_{total} = \sqrt{(2\delta_{statistisch})^2 + (2\delta_{systematisch})^2},$$

und $\delta_{statistisch}$ = Messunsicherheit aufgrund der Zählstatistik allein.


Ringversuch TRITIUM SUeR 2002
Messwert (Bq/L) mit 2sigma-Total
3500
3000
2500
2000
1500
1000
Nr.18: 221 Bql/l
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17
Mittel Sollwert
Labornummer/Mittel-/Sollwert


Low-Level-Probe (Leitungswasser)
Messwert (Bq/L) mit 2sigma-Total
3.5
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
Labor 5
Labor 8
Labor 11