

Zeitschrift: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz = Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse = Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera

Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

Band: - (1997)

Rubrik: Externe Strahlung

Nutzungsbedingungen

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

Conditions d'utilisation

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

Terms of use

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

Download PDF: 16.02.2026

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

3. Externe Strahlung

Exposition externe

Zusammenfassung

(hv) Dieses Kapitel enthält die Messungen der externen Strahlung sowie die Ergebnisse der in situ-Spektrometrie und der Aeroradiometrieflüge. Diese Messungen erfassen die γ -Strahlung der natürlichen sowie die anthropogenen, d.h. von den Kernwaffentests, vom Reaktorunfall Tschernobyl oder von den Emissionen aus Kernanlagen und Betrieben stammenden Radionuklide im und auf dem Erdboden um deren Beitrag zur Strahlendosis zu bestimmen.

1997 (Kap. 3.1.) ergaben die in-situ-Messungen an 28 Stellen im ganzen Lande für die gesamte Ortsdosis Werte zwischen 70 und 150 nGy/Stunde ¹⁾ (entsprechend 0.6 bis 1.3 mSv/Jahr) wobei der natürliche Anteil 60 bis 140 nGy/Stunde ausmacht. Der letztere stammt vom ^{40}K sowie den Folgeprodukten der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen. Das vom Kernwaffenausfall und vom Reaktorunfall Tschernobyl stammende ^{137}Cs beträgt im Mittelland weniger als 25 Bq/kg entsprechend weniger als 5 nSv/Stunde während in den Alpen und im Tessin Werte bis 300 Bq/kg entsprechend bis 50 nSv/Stunde gemessen wurden.

Sowohl beim Kernwaffenausfall wie nach dem Unfall Tschernobyl waren die Caesium-Ablagerungen in den Alpen und teilweise auch auf der Alpensüdseite stärker als in den übrigen Gegenden der Schweiz. Dies hängt u.a. mit den (nach dem Unfall Tschernobyl) vorherrschenden Luftströmungen aber auch den höheren Niederschlagsmengen zusammen. Die höheren spezifischen Aktivitäten, die im Erdboden in den Alpen gemessen werden, hängen zudem auch mit der dünneren Humusschicht zusammen, sodass das Caesium nur langsam in tiefere Erdschichten migrieren kann. Die im Rahmen des in-situ-Messprogrammes der letzten zehn Jahre an insgesamt 29 Stellen in den Alpen und z.T. im Jura auf Höhen zwischen 1560 und 2470 m ü.M. durchgeführten Messungen ergaben für ^{137}Cs vom Reaktorunfall Tschernobyl Werte bis 20'000 Bq/m² (entsprechend bis 35 nGy/Stunde), während der Beitrag durch den Kernwaffenausfall bis 5600 Bq/m² (entsprechend bis 9 nGy/Stunde) beträgt (Kap. 3.2.). Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass in den Alpen an einzelnen Stellen noch höhere Werte (^{137}Cs -Hotspots) auftreten; berücksichtigt man jedoch die begrenzte Zeit, während der sich Personen an diesen Stellen aufhalten, dann sind diese Dosen im Vergleich zu den in Alpen ohnehin erhöhten natürlichen (d.h. terrestrischen und kosmischen) Strahlendosen unbedeutend und ergeben kein nennenswertes zusätzliches Strahlenrisiko für die Bevölkerung. Messungen in diesen stärker betroffenen Regionen werden auch in Zukunft weitergeführt.

Die externen Ortsdosen werden im weiteren auch durch ein automatisches Warn- und Überwachungsnetz (NADAM) bestehend aus 58 Stationen im ganzen Lande und in der Umgebung der Kernanlagen (MADUK) überwacht (Kap. 3.3.). Diese Sonden befinden sich an den Standorten des Wetterbeobachtungsnetzes der SMA. Im Berichtsjahr wurden keine erhöhten Dosiswerte registriert, die auf eine erhöhte Strahlenexposition der Bevölkerung schliessen lassen. Im Jahresmittel lagen die Messwerte in Jura, Mittelland und den Voralpen (incl. KKW-Standorte) zwischen 90 und 125 nSv/Stunde, in den Alpen und Südalpen zwischen 105 und 215 nSv/Stunde. In den letzten zehn Jahren hat die Ortsdosis an Stationen in den Alpen um etwa 10 bis 20 Prozent abgenommen, da das von Tschernobyl stammende ^{137}Cs abgeklungen und zudem in tiefere Bodenschichten eingedrungen ist.

Bei der Aeroradiometrie (Kap. 3.5.) werden Messungen der Gamma-Strahlung mit einem NaJ-Spektrometer in einem Helikopter der Armee durchgeführt. Dabei werden die Nahumgebung von möglichen Strahlenquellen (Kernanlagen oder Industriebetriebe) sowie weitere Gebiete mit möglicherweise erhöhter (natürlicher oder künstlicher) Radioaktivität überflogen.

1) eine Ortsdosis von 1 nGy/Stunde ergibt für eine Person, die sich dauernd an dieser Stelle aufhält gerundet etwa 1 nSv/Stunde.

3.1. Mesures in situ et exposition externe

Ch. Murith, A. Gurtner Section de surveillance de la radioactivité, SUER
Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

W. Baur, M. Schibli Division principale de la sécurité des installations nucléaires
DSN, 5232 VILLIGEN-HSK

F. Byrde, M. Astner Laboratoire AC, 3700 SPIEZ

3.1.1. Introduction

Les laboratoires mobiles de la SUER (Fribourg), de la DSN (Villigen), du laboratoire AC (Spiez) et de l'IRA (Lausanne) ont participé aux mesures de spectrométrie gamma in situ programmées en 1997. Ces dernières ont concerné la surveillance du voisinage des installations nucléaires (KKB, KKG, KKL, KKM, PSI, CERN) et le suivi de la contamination césium-137 due à Tchernobyl (Tessin, Grisons). Un exercice particulier UARM 97 organisé conjointement par l'Autriche et la Suisse a permis de déceler une anomalie naturelle d'enrichissement uranifère dans la région autrichienne de Radurschltal. Enfin 1997 a aussi été l'occasion pour la Suisse d'organiser le "10th regular workshop on mobile radiological laboratories", qui s'est déroulé avec succès du 6.10 au 10.10.1997 à Gordola et à Hinterrhein en présence d'une vingtaine d'équipes européennes de mesure [1].

Sur l'ensemble des sites examinés en 1997, l'exposition externe s'est située entre 70 et 150 nGy/h (0.6 à 1.3 mSv/an). La contribution naturelle comprise entre 60 et 140 nGy/h prédomine par rapport à celle d'origine artificielle qui s'échelonne de 1 à 40 nGy/h. Même si la part artificielle diminue en raison de la décroissance du césium-137 et de son transfert plus ou moins marqué dans les sols en question, elle restitue globalement l'image de la contamination de Tchernobyl. On retrouve par conséquent une contribution du césium plus importante au Tessin que dans les autres régions. Concernant les émissions des installations nucléaires, les examens in situ 1997 ont permis de détecter des traces de cobalt-60 témoignant encore du rejet de 1986 dans le voisinage KKM ainsi que d'argon-41 auprès du PSI et du CERN. Le faible impact de ces traces sur l'exposition externe est voisin de 1 nGy/h. En première approximation 1 nGy/h = 1 nSv/h et 1 nSv/h = 0.0088 mSv/an.

Liste des sites examinés en 1997

Voisinage KKM	1. Niederruntigen	2. Rewag	3. Salvisberg	4. Ufem Horn
Voisinage KKL	5. Etzgen	6. Full-Pumpwerk	7. Full Schulhaus	8. Chlemmi.
Voisinage KKG	9. Aarau	10. Niedergösgen	11. Obergösgen	12. Starrkirch.
Voisinage KKB/PSI	13. Böttstein	14. Beznau	15. PSI-Oase	16. PSI-Est
Voisinage CERN	17. La Praille	18. CERN Areal	19. Maisonnex-Dessus	20. Chouilly
Autres sites	21. Hinterrhein	22. Samnaun	23. Gordola	24. Stabio
	25. Magadino	26. Caslano	27. Interlaken	28. Detlingen

[1] Rapport "10th regular workshop on mobile radiological laboratories"

3.1.2. Méthode et résultats

La synthèse des résultats reportés dans les figures suivantes s'articule sur les recommandations ICRU [2]. Sur cette base, les taux de comptage enregistrés sont convertis en Bq/kg sous l'hypothèse d'une distribution homogène des radionucléides impliqués dans le sol. Pour les nucléides naturels, cette hypothèse est raisonnable comme l'a montré l'analyse en laboratoire des profils correspondants. La conversion en nGy/h tient compte de l'ensemble des transitions du radionucléide en question et de ses descendants en équilibre. L'incertitude sur les résultats est de l'ordre de +/- 10%.

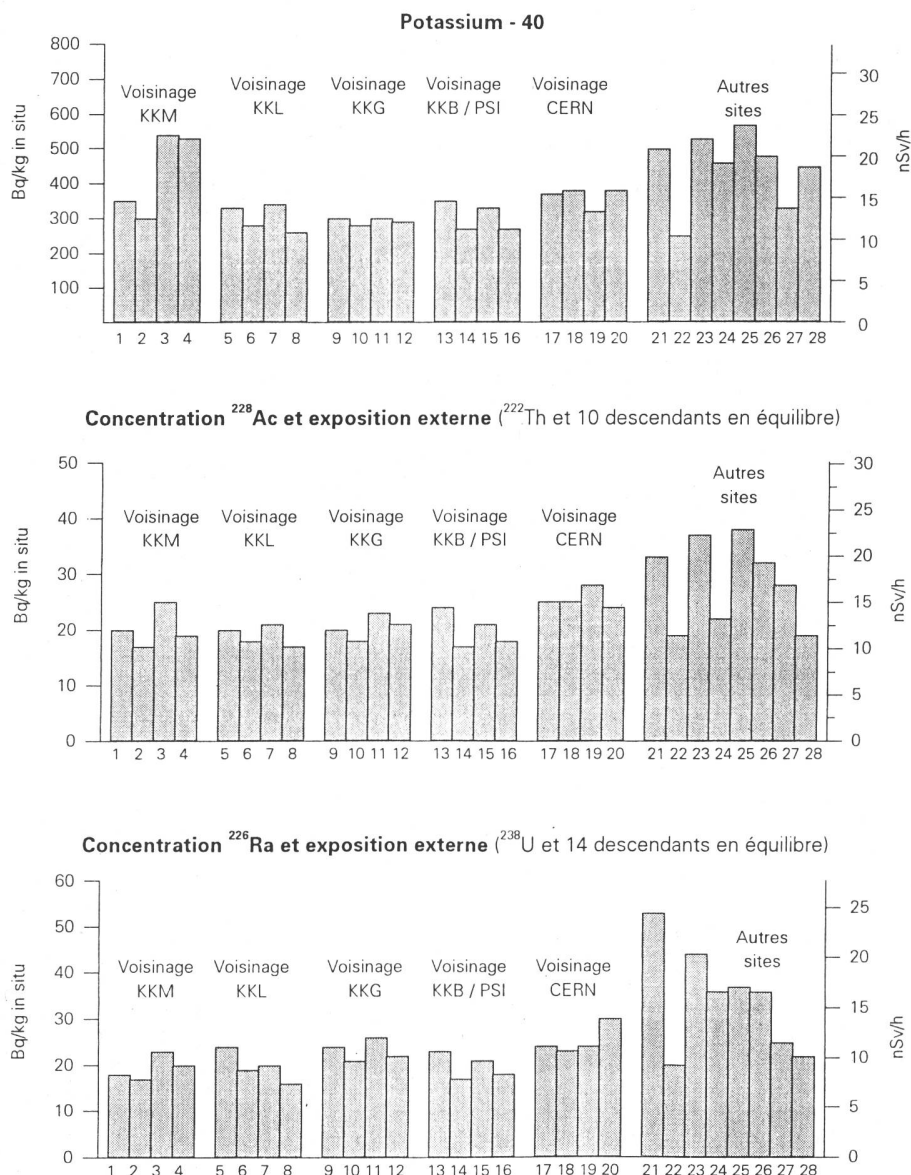


Figure 1: Contributions des nucléides naturels à l'irradiation externe en plein air.

Pour les nucléides artificiels (fig.2), une représentation basée sur les mêmes critères que pour les naturels permet la comparaison directe de l'activité et de l'exposition qui en résulte. Même si la distribution réelle du césium-137 ne coïncide pas avec le modèle homogène en profondeur, la conversion des taux de comptage en Bq/kg offre l'avantage de rendre compte du transfert annuel des contaminations et de mettre en évidence tout nouvel apport artificiel avec une sensibilité accrue [3]. Du point de vue de l'exposition externe, les valeurs ainsi calculées sont d'autant plus majorantes que l'activité se trouve concentrée en surface.

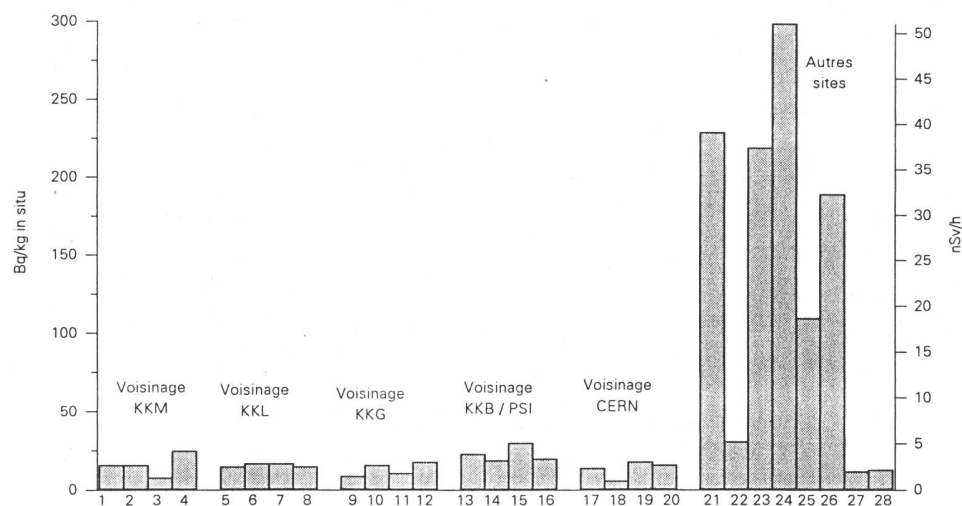


Figure 2: Concentration césium-137 et exposition externe (modèle homogène).

Une estimation plus réaliste de la contribution artificielle à l'exposition externe peut s'obtenir en confrontant l'exposition externe globale mesurée à la somme des contributions naturelles d'origine terrestre et cosmique. La part subsistante peut alors être attribuée à la composante artificielle y compris l'exposition provenant du rayonnement direct et de contributions, qui ne sont pas couvertes par le domaine d'énergie habituel des mesures de spectrométrie in situ (0,1 – 2 MeV) (fig. 3).

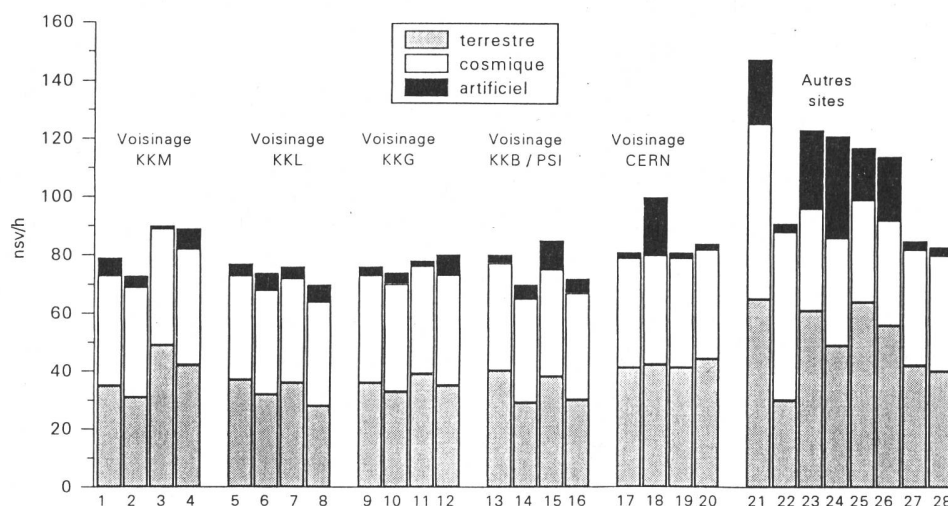


Figure 3: Différenciation des contributions à l'irradiation externe en plein air.

[3] Ch. Murith and A. Gurtner "In situ spectrometry to follow the behaviour of the Chernobyl radionuclides in the soil." Öster. Bodenkundl. Ges., H.53 P 19-26, 1996.

3.1.3. Etude de cas particuliers

Les examens in situ effectués dans les régions autrichiennes de Radurschlalm et Nadurner Tschey durant l'exercice UARM en juin 1997 ont montré que malgré la concordance apparente des mesures globales de l'exposition externe (135 à 140 nSv/h), les deux régions se distinguaient du point de vue des concentrations naturelles et artificielles impliquées. En effet comme le montre la figure 4, ce sont essentiellement les concentrations ^{226}Ra et ^{137}Cs qui diffèrent dans les 2 régions. A Radurschlalm, les phénomènes d'érosion et de lessivage liés à la proximité d'un torrent semblent à l'origine de l'enrichissement en radium ainsi que de l'appauvrissement en césium observés par rapport à Nadurner Tschey.

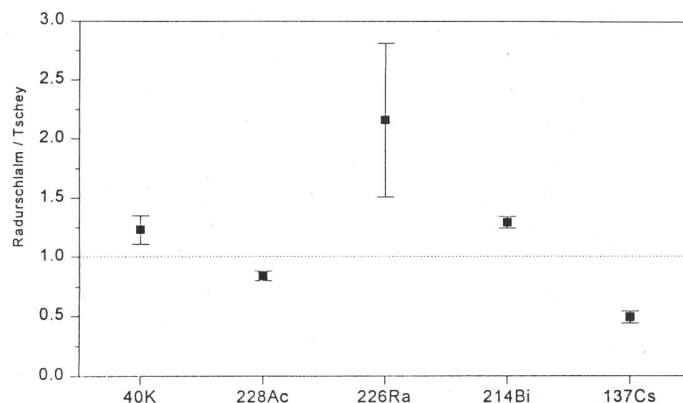


Figure 4: Rapport des concentrations in situ Radurschlalm/Nadurner Tschey.

Autre phénomène particulier, les crues de la rivière Ticino ont montré lors de l'atelier international d'intercomparaison in situ une influence marquée sur la distribution du césium à Gordola. Dans les points de mesures situés à une vingtaine de mètres du Ticino, le recouvrement par des alluvions se traduit par des concentrations apparentes ^{137}Cs jusqu'à 10 fois inférieures à celles mesurées à une centaine de mètres de la rivière (fig.5), tandis que les profils analysés au laboratoire confirment un inventaire identique, mais distribué différemment. En effet si le césium est concentré au-delà de 15 cm de profondeur près du Ticino, il se trouve majoritairement dans les premiers 5 cm à plus grande distance.

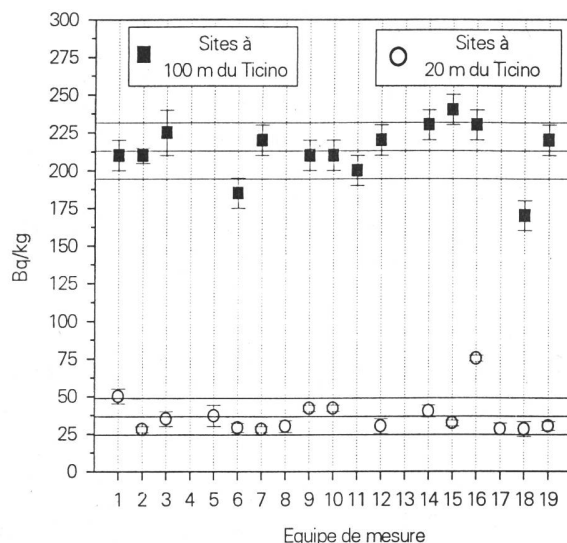


Figure 5: Concentrations ^{137}Cs mesurées à Gordola(TI) le 8.10.97.

3.1.4. Conclusions

La spectrométrie gamma in situ avec détecteurs portables constitue une méthode appropriée à la détermination des niveaux d'activité dans le sol et des doses spécifiques impliquées dans l'air 1 mètre au-dessus de la surface terrestre par les radionucléides en question. Les avantages de la méthode par rapport aux analyses conventionnelles d'échantillons en laboratoire résident dans l'obtention rapide - une heure ou moins - de résultats directement sur le site examiné et dans le fait que la mesure moyenne les variations spatiales des sources, qui ne sont pas significatives du point de vue de l'irradiation externe. En comparaison un résultat statistiquement comparable par échantillonnage requiert plusieurs prélèvements, dont la représentativité à long terme est remise en question par l'altération du site, qui rend incertaine l'interprétation des résultats dans le temps. L'incertitude majeure en spectrométrie gamma in situ reste l'hypothèse à faire sur la distribution des radionucléides dans le sol. Pour les nucléides naturels, le modèle homogène est généralement cohérent comme le confirment les analyses de profils de sol. Pour les nucléides artificiels, la modélisation qui dépend de l'âge de la retombée ainsi que des caractéristiques et de l'historique du site est plus problématique. Initialement distribuée en surface, la contamination est progressivement transférée dans le sol, pouvant être fixée plus ou moins efficacement par certaines couches ou homogénéisée au gré des activités humaines. L'expérience acquise en Suisse et lors des ateliers internationaux permet d'obtenir aujourd'hui une bonne base du point de vue de l'assurance de qualité dans l'exploitation standard de la méthode, à savoir l'identification des nucléides présents dans le sol et leur impact sur l'irradiation externe du public. Dans cet objectif une lacune sur la distribution de la part artificielle ne se répercute pas de manière significative sur l'estimation de l'irradiation externe qui lui est liée, ce qui fait d'ailleurs la force de la méthode. Cela n'empêche nullement le développement de différentes approches visant à cerner avec plus de précision le comportement des contaminations dans le sol. Ainsi la méthode décrite dans la référence [3] permet de distinguer les sites où le transfert du césium est très faible comme à Hinterrhein de ceux où il s'avère plus efficace comme à Magadino.

Les mesures effectuées en 1997 sur le territoire suisse n'ont signalé aucune augmentation de la part artificielle présente dans le sol. Si l'on retrouve globalement l'image des retombées de Tchernobyl et des essais nucléaires passés, la contribution artificielle à l'irradiation externe poursuit son recul en raison de la décroissance du césium et de son transfert plus ou moins marqué dans le sol. Sa proportion dans l'irradiation externe globale en plein air diminue par conséquent d'année en année en raison du niveau permanent de la contribution d'origine naturelle. Dans le voisinage des installations nucléaires (KKM / Mühleberg, KKL / Leibstadt, KKG / Gösgen-Däniken, KKB / Beznau, PSI / Paul Scherrer Institut et CERN / Genève), la méthode a permis d'identifier des traces de ^{41}Ar auprès du PSI et du CERN. Sur la base d'une répartition homogène dans l'air, la conversion des taux de comptage correspondent à quelques Bq/m^3 , impliquant une irradiation externe ponctuelle insignifiante de l'ordre de 1 nGy/h. Cette mise en évidence confirme la bonne sensibilité de la méthode.

Sur la base des premières cartographies in situ effectuées en collaboration avec l'Institut de minéralogie de l'Université de Lausanne, il conviendrait de compléter l'information dans certaines régions insuffisamment examinées et de rechercher d'éventuels points chauds spécialement au Tessin. C'est pourquoi en plus des examens habituels, dès 1998 des sites additionnels seront intégrés dans le programme de mesure. Nous exprimons notre reconnaissance à l'égard de tous ceux qui ont favorisé jusqu'à présent le bon déroulement de nos mesures et remercions d'avance les personnes ou les institutions concernées de leur soutien à venir.

3.2. Contamination du massif alpin et exposition du public

Ch. Murith, A. Gurtner Section de surveillance de la radioactivité, SUER
Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

3.2.1. Introduction

Suite à l'information "alarmiste" dans la presse, selon laquelle les taux de contamination dans les régions alpines de haute altitude seraient encore suffisamment importants pour faire courir "un risque appréciable" aux populations et aux vacanciers, et justifieraient la mise en place par les autorités de restrictions de circulation ou de séjour en ces lieux, il apparaît judicieux de rendre compte des mesures dans les sites d'altitude comprise entre 1500m et 2500 m. Afin d'apprécier l'exposition de la population dans ces régions, les mesures de spectrométrie gamma in situ offrent l'avantage de caractériser de façon représentative les sites examinés. Ces mesures informent à la fois sur les concentrations des émetteurs gamma présents dans le sol et sur les expositions respectives qui en résultent en plein air pour le public. Le contrôle de fiabilité de ces résultats se base en chaque site sur une mesure globale de l'exposition externe, effectuée à l'aide d'une chambre d'ionisation. La mesure globale n'a jamais indiqué de valeurs supérieures à 200 nGy/h. Cette valeur comprend la composante gamma d'origine naturelle (80 à 150 nGy/h), issue du rayonnement terrestre (20 à 80 nGy/h), qui dépend de la composition du sol, et la part additionnelle du rayonnement cosmique (60 à 80 nGy/h entre 1500 et 2500m), qui augmente avec l'altitude [1]. Sur l'ensemble des sites alpins examinés par spectrométrie gamma in situ de 1986 à 1997, aucun n'a signalé une contribution du césium-137, supérieure à 50 nGy/h. Même un séjour permanent en ces endroits n'aurait jamais entraîné une exposition externe attribuable au césium, supérieure à 0.5 mSv/an. En réalité, l'exposition externe provenant du césium est encore bien inférieure, compte tenu du séjour effectif de personnes en ces endroits, ainsi que de la décroissance et du transfert partiel de ce radionucléide dans le sol depuis 1986. Sur cette base et sur celle des nombreuses mesures d'échantillons de denrées alimentaires, prenant aussi en compte l'exposition interne, on peut assurer que la population et les vacanciers ne sont pas exposés dans notre massif alpin, à des doses susceptibles de dépasser la valeur limite de 1mSv/an, tolérée pour la radioactivité artificielle par l'ordonnance suisse sur la radioprotection (ORaP, 1994) et par les normes européennes de 1996. Par contre, l'irradiation externe d'origine naturelle dépasse souvent 1mSv/an dans ces régions, en raison du rayonnement cosmique accru. A cette irradiation s'ajoute encore la part naturelle due à l'irradiation interne prédominante des descendants du radon dans les habitations [2].

Liste des sites examinés (cf. fig.4)

Site	Grisons		Site	Valais		Site	Autres	
1	Alp Flix	1977m	12	Arolla	2008m	22	Chasseral	1560m
2	Arosa	1730m	13	Blatten	1763m	23	Hospental	1620m
3	Bernardino	2003m	14	St.Bernard	2470m	24	La Dôle	1670m
4	Bivio	1700m	15	La Neuve	1600m	25	Moléson	1972m
5	Davos	1800m	16	Mattmark	2100m	26	Mont Tendre	1500m
6	Hinterrhein	1611m	17	Mauvoisin	1900m	27	Oberalppass	1910m
7	Maloya	1810m	18	Simplon	1845m	28	Ritom/Piotta	1860m
8	Parthun	1660m	19	Zermatt	1638m	29	Säntis	2400m
9	Pontresina	1800m	20	Zeuzier	1800m	A l'étranger (Autriche)		
10	Samedan	1705m	21	Zinal	1700m	30	Badgastein	1620m
11	Zervreilasee	1960m				31	Rad.Tschey	1920m

Extrait de la base de données in situ de l'OFSP concernant le suivi des sites d'altitude.

*Résultats des examens in-situ effectués par l'OFSP dans les sites d'altitude
L'exposition ambiante est indiquée en nGy/h à 1m du sol selon ICRU-53 [1]*

Lieu	Date de mesure	Altitude [m]	nGy/h cosmique	nGy/h des nucléides terrestres			nGy/h naturel	nGy/h artificiel	nGy/h global
Hospental/UR	20.08.87	1620	59	série U	série Th	⁴⁰ K	138	19	157
Maloya/GR	02.09.87	1810	64	15	24	15	118	40	158
Davos/GR	02.09.87	1540	57	14	13	14	98	4	102
	18.08.88	1590	59	14	14	24	111	4	115
	22.06.92	1590	59	14	14	20	107	3	110
forêt	22.06.92	1800	63	8	11	14	96	5	101
GSBernard/VS	03.08.88	2470	82	14	22	22	139	5	145
Zermatt/VS	04.08.88	1638	60	14	19	20	113	3	116
Samedan/GR	19.08.88	1705	61	16	18	21	116	7	123
Hinterrhein/GR	20.08.88	1611	59	19	20	19	117	53	170
	12.09.90	1611	59	19	21	20	119	32	151
	23.06.92	1611	59	18	19	19	115	29	144
	19.07.94	1611	59	19	20	20	118	25	143
	09.08.95	1611	59	19	18	19	115	25	140
	18.07.96	1611	59	19	21	21	120	24	144
	07.10.97	1611	59	20	19	21	119	21	140
Bernardino/GR	18.07.96	2003	69	16	15	22	122	13	135
Saentis/Al	24.08.88	2400	80	20	16	10	126	18	144
La Dôle/VD	15.09.88	1670	60	17	9	7	93	20	113
Moléson/FR	16.09.88	1972	68	5	6	6	85	2	87
Chasseral/NE	23.08.89	1560	58	11	10	7	86	14	100
Mt Tendre/VD	12.07.90	1500	57	25	14	8	104	16	120
Bivio/GR	11.09.90	1700	61	8	12	14	95	5	100
Oberalp/UR	06.06.91	1910	66	17	12	16	111	9	120
Arolla/VS	20.06.91	2008	69	13	16	18	116	4	120
Arosa/GR	05.08.91	1730	62	7	6	7	82	4	86
Alp Flix/GR	06.08.91	1977	68	14	12	18	112	8	120
Avers Juf/GR	07.08.91	1990	68	9	13	16	106	9	115
Zervreilsee/GR	07.08.91	1960	67	21	19	27	134	10	144
Partnun/GR	08.08.91	1660	60	9	9	8	86	5	91
Pontresina/GR	23.06.92	1800	63	10	11	13	97	4	101
Mattmark/VS	17.07.95	2100	71	10	13	11	105	9	114
Simplon/VS	17.07.95	1845	65	11	14	15	105	25	130
Blatten/VS	18.07.95	1763	63	14	19	27	123	5	128
Zeuzier/VS	19.07.95	1800	63	12	15	15	105	3	108
Zinal/VS	19.07.95	1700	61	9	13	16	99	5	104
Mauvoisin/VS	20.07.95	1900	66	14	20	18	118	2	120
La Neuve/VS	20.07.95	1600	59	14	11	10	94	7	101
Ritorn/TI	11.08.95	1860	65	14	20	19	118	15	133
Samnaun/GR	12.06.97	1950	68	9	11	10	98	3	101
Mesures effectuées en Autriche dans le cadre d'intercomparaison in situ									
Badgastein/A	28.09.94	1620	60	21	15	15	111	49	160
Radurschlalm	11.06.97	1795	64	18	13	30	125	15	140
Tschesy	12.06.97	1920	67	15	15	25	122	18	140

[1] International Commission on Radiation Units and Measurements ICRU-Report 53, 1994.

3.2.2. Méthode et résultats

La spectrométrie gamma in situ est reconnue sur le plan international, comme la méthode appropriée à l'examen radiologique d'un site. Son exploitation permet de contourner la problématique majeure liée à la représentativité aléatoire des échantillons ponctuels prélevés et de leur traitement subséquent, sources d'incertitude des résultats qui en dérivent, en particulier du point de vue de l'exposition du public. Notre expérience en spectrométrie γ in situ depuis 1984 et notre participation régulière aux intercomparaisons internationales sont garantes de l'assurance de qualité des résultats ci-après, dont l'incertitude est de l'ordre de $\pm 10\%$. L'évaluation s'articule sur les recommandations ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements), [3].

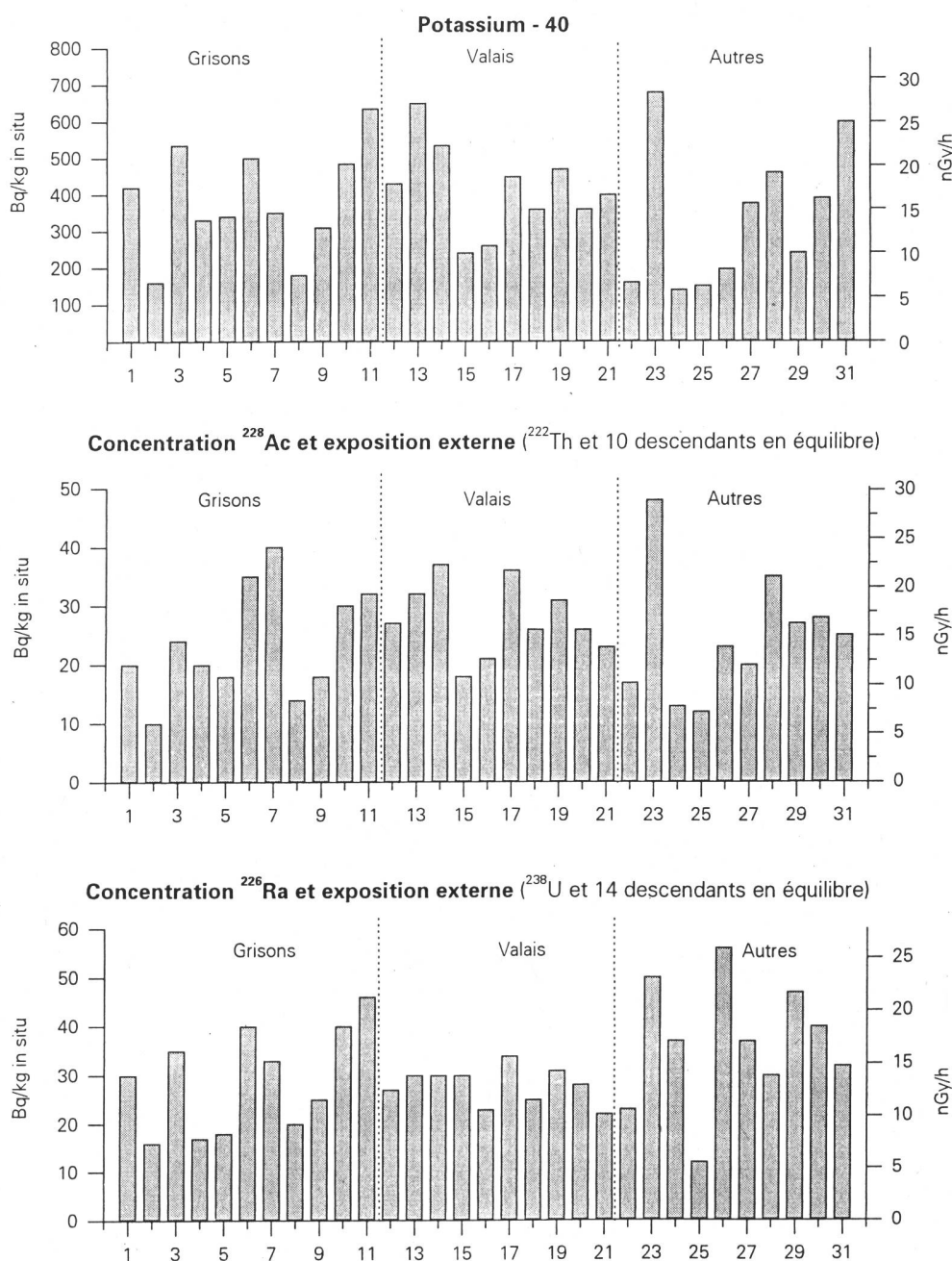
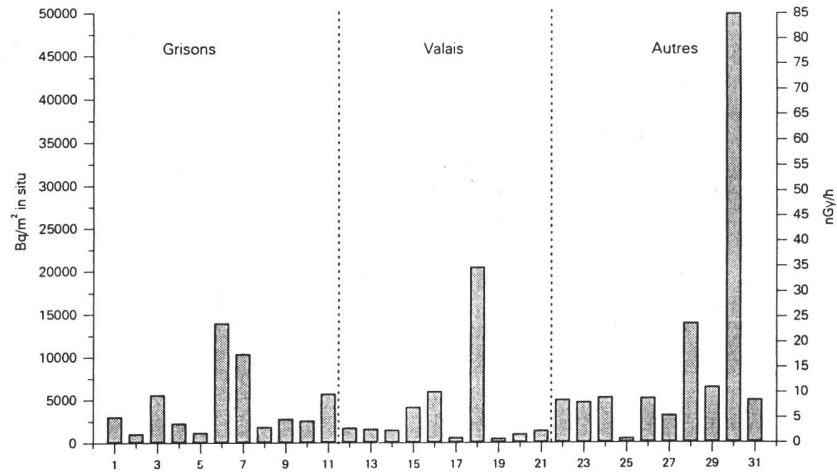


Figure 1: Concentration et exposition externe des radionucléides naturels du sol.

S'il est généralement justifié de se baser sur une distribution homogène (résultats en Bq/kg) pour les radionucléides naturels dans le sol (fig.1), cette hypothèse est erronée lorsque l'on s'intéresse à l'inventaire de la contamination du sol par le césium-137 et à l'exposition qui en résulte. C'est pourquoi, il convient dans ce cas, de se baser sur le calcul de la déposition surfacique exprimée en Bq/m², qui intègre la distribution des contaminations sur la profondeur de leur transfert. Il en résulte le degré de contamination différencié selon l'origine du césium (essais nucléaires et Tchernobyl), rapporté pour l'ensemble des sites au 1.5.86 (fig.2). Comme le montre cette figure, le taux de contamination en césium est dominé, selon les sites, par la retombée des essais nucléaires ou par celle de Tchernobyl. Ce phénomène s'explique avant tout par les caractéristiques météorologiques locales, qui ont influencé la déposition lors de ces retombées spécifiques. Même en admettant que l'inventaire du césium se trouve essentiellement en surface, l'exposition externe majorante qui en résulte dans la figure 2, ne dépasse jamais 100 nGy/h. Cette hypothèse est surtout pénalisante pour la composante des essais nucléaires, dont le transfert en profondeur était déjà plus marqué en 1986, comparé à la retombée de Tchernobyl.

Contamination Césium-137 par Tchernobyl rapportée au 1^{er} mai 1986



Contamination Césium-137 par les essais nucléaires rapportée au 1^{er} mai 1986

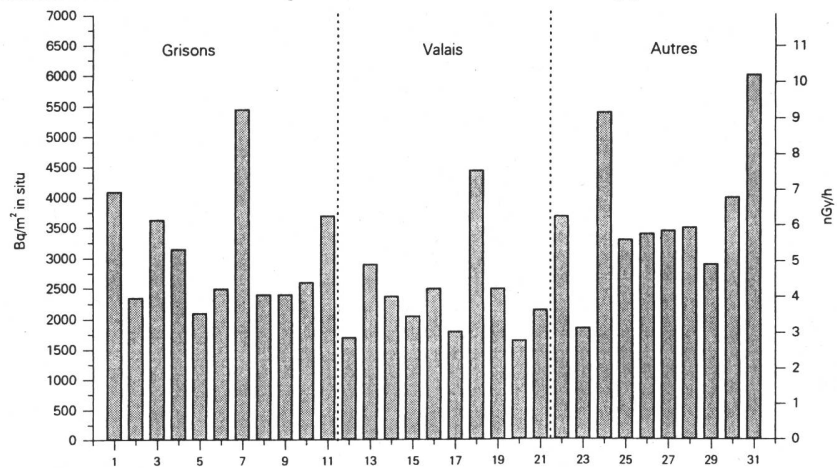


Figure 2: Concentration et exposition externe des contaminations ¹³⁷Cs du sol.
(30, 31 = étranger)

L'estimation réaliste de la contribution artificielle à l'exposition externe, peut s'obtenir en confrontant l'exposition externe globale mesurée à l'aide de la chambre d'ionisation, à la somme des contributions naturelles d'origine terrestre (calculées à partir des spectres in

situ) et cosmique. La part subsistante, attribuée à la composante artificielle, est toujours restée inférieure à 50 nGy/h, comme l'indique la figure 3. Pour un séjour annuel permanent sur le site le plus contaminé (hypothèse pénalisante s'il en est), il en résulte moins de 0.5 mSv/an. Ces mesures montrent clairement que la norme en vigueur de 1mSv/an, pour la radioactivité artificielle, n'a jamais été dépassée en ce qui concerne l'exposition externe attribuable au césium présent dans le sol. En comparaison, l'exposition externe naturelle peut représenter jusqu'à 150 nGy/h, ce qui correspond pour un séjour permanent à près de 1.3 mSv/an. Par conséquent, aucune restriction de séjour ou de circulation en ces lieux ne se justifie pour la population et les vacanciers. La figure 4 donne un aperçu des sites d'altitude supérieure à 1500m contrôlés en Suisse. Des sites autrichiens, examinés lors d'exercices intercomparatifs [4], figurent également dans la revue de nos mesures.

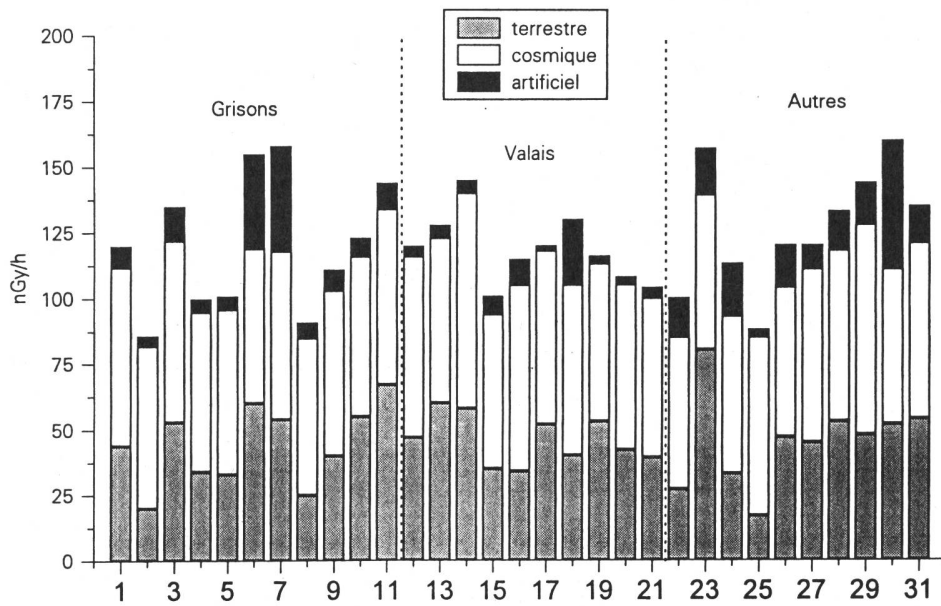


Figure 3: Différenciation des contributions à l'irradiation externe en plein air sur la base des mesures in situ effectuées en altitude de 1986 à 1997.
(30, 31 = étranger)

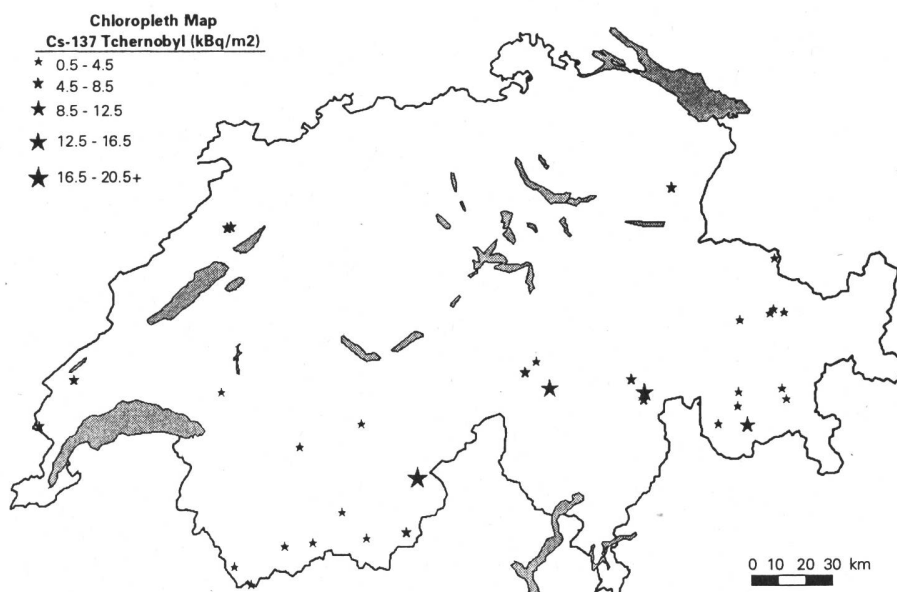


Figure 4: Sites d'altitude examinés en Suisse par spectrométrie gamma in situ.

3.2.3. Conclusions

La spectrométrie gamma in situ est spécialement appropriée à la détermination des niveaux d'activité dans le sol et des expositions qui en résultent en plein air. Plus de 500 relevés in situ ont été effectués sur le territoire suisse depuis 1986. Les avantages de la méthode par rapport aux analyses conventionnelles d'échantillons en laboratoire résident dans l'obtention rapide - une heure ou moins - de résultats directement sur le site examiné, et dans le fait que la mesure moyenne les variations spatiales des sources, qui ne sont pas significatives du point de vue de l'irradiation externe. Un résultat statistiquement comparable par échantillonnage requiert plusieurs prélèvements et sa représentativité dépend de la qualité des procédures de prélèvement, de traitement et d'analyse, mises en œuvre. Si le prélèvement privilégie le grattage de taches ponctuelles d'accumulation, par exemple dans des creux sous les roches, il favorise artificiellement une reconcentration de l'activité, qui se traduit par un enrichissement local des concentrations. Les activités massiques, qui en résultent ne peuvent en aucun cas être extrapolées, ni à l'ensemble du site, ni au sol sous-jacent. En outre, l'utilisation des résultats de quelques échantillons sélectifs est particulièrement dangereuse pour une approche dosimétrique de la radioactivité ambiante. Les exercices internationaux d'intercomparaison [5] ont montré le rôle prépondérant que joue la distribution réelle des contaminations sur un même site. Les études de profils de sol, effectuées parallèlement aux examens in situ, ont mis en évidence les lacunes sur l'estimation des contaminations à partir de l'activité massique (Bq/kg) d'un échantillon, qui suivant les cas surestime ou sous-estime la réalité. L'inventaire fiable des contaminations doit impérativement rendre compte de l'activité surfacique (Bq/m²), intégrée sur la profondeur de transfert du polluant. Le suivi des contaminations par spectrométrie γ in situ [6] atteste que la contribution du césium à l'exposition externe n'a cessé de diminuer depuis 1986, en raison de sa décroissance radioactive et de son transfert graduel dans le sol. On note certes, que ce transfert vertical est plus faible dans les sites d'altitude et dans les sites forestiers et que des phénomènes d'accumulation contribuant à l'enrichissement des concentrations naturelles ou artificielles (points chauds) sont observables. Ces taches de contamination radioactive concernent néanmoins des surfaces quasi ponctuelles, où le séjour de personnes est de surcroît très limité, n'impliquant raisonnablement aucune dose susceptible de conduire à un excès de risque observable. Une approche épidémiologique portant sur les personnes qui habitent ou fréquentent ces régions ne paraît pas justifiée, ce d'autant plus que des nombreuses autres causes potentielles (tabac, pollution,...) rentrent en ligne de compte dans l'émergence de taux significatifs d'une quelconque pathologie.

Références

- [1] Ch. Murith, (1987) : La radioactivité de l'environnement : une méthode rapide d'estimation de l'exposition externe du public. Radioprotection 22, Gedim, France, p.231-239.
- [2] Office fédéral de la santé publique, Division Radioprotection, Service Radon et Déchets,(1998) : Radon : rapport annuel 1997.
- [3] International Commission on Radiation Units and Measurements, (1994) : ICRU-Report 53 Gamma-Ray Spectrometry in the Environment.
- [4] H. Lettner et al., (1996) : In situ gamma-spectrometry intercomparison exercise in Austria. NIM, A 369, p.547-551.
- [5] Ch. Murith et al., (1998) : 10th Regular workshop on mobile radiological laboratories : intercomparison measurements at Gordola (Tessin) and in alpine site Hinterrhein (Grisons).
- [6] Ch. Murith, A. Gurtner, (1996) : In situ spectrometry to follow the behaviour of the Chernobyl radionuclides in the soil. Intern. Symposium on Radioecology, Austrian Soil Society, H.53, p.19-26.

3.3. Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM

A. Leonardi NAZ, Nationale Alarmzentrale
Eidg. Departement für Verteidigung, Bevölkerungsschutz und Sport
Postfach, 8044 ZÜRICH

3.3.1. Übersicht

Das Netz für die automatische Dosisleistungsmessung und -alarmierung NADAM dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung. Auch 1996 konnte eine praktisch 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 registriert, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

3.3.2. Erfahrungswerte und Mittelwerte

Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 1997 überprüft. Eine Darstellung der Jahresmittelwerte sowie der extremen Wochenwerte für die einzelnen Stationen ist in Fig. 1 abgebildet. Auch dieses Jahr ergeben sich für einige Stationen leichte Änderungen. Für Sonden, deren Mittelwert 1997 um mehr als 5 nSv/h vom bisherigen Erfahrungsbereich abweicht, wurden wie üblich entsprechende Anpassungen vorgenommen.

Bei einer allgemeinen Überprüfung der Erfahrungsbereiche ist aufgefallen, dass im Laufe der Zeit bei einigen Sonden auch kleinere Verschiebungen aufgetreten sind, die bei bestimmten Wettersituationen einer Häufung von Bereichsüber- oder -Unterschreitungen führen. Zum Teil können solche Änderungen auf Sondenwechsel zurückgeführt werden, die im Rahmen der normalen Routineüberprüfung durchgeführt wurden, in anderen Fällen ist die Ursache unbekannt. Dieses Jahr wurden aber im Rahmen einer allgemeinen Bereinigung der Erfahrungsbereiche auch solche Fälle berücksichtigt.

Station	Erfahrungswerte *) 1996 [nSv/h]	Erfahrungswerte *) 1997 [nSv/h]	Neue Erfahrungs- bereiche*) [nSv/h]	Ursache der Änderung des Erfahrungswerts -
Adelboden	123	123	110-150	-
Bern	107	108	100 - 140	Sondenwechsel
Chaux-de-Fonds, La	114	121	110 - 150	Sondenwechsel
Genève	105	110	90 - 130	-
Gr. St-Bernard	149	156	140 - 190	-
Junfrauoch	204	213	180 - 250	-
Lugano	135	135	120 - 160	-
Magadino	164	168	140 - 200	-
Mühleberg	105	103	90-130	-
Payerne	107	100	80 - 120	Sondenwechsel
PSI Würenlingen	107	96	80 - 120	Sondenwechsel
Pully	113	112	100 - 140	Sondenwechsel
Stabio	166	165	150 - 200	-
Wädenswil	114	107	90 - 130	Sondenwechsel

*) unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts

3.3.3. Qualitätssicherung

Im Jahr 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 untersucht.

Die Typenprüfung hat das aus früheren Messungen bekannte Verhalten in den meisten Punkten bestätigt und bekräftigt somit, dass die NADAM-Sonden ihre Aufgaben im Rahmen der Überwachung zufriedenstellend erfüllen.

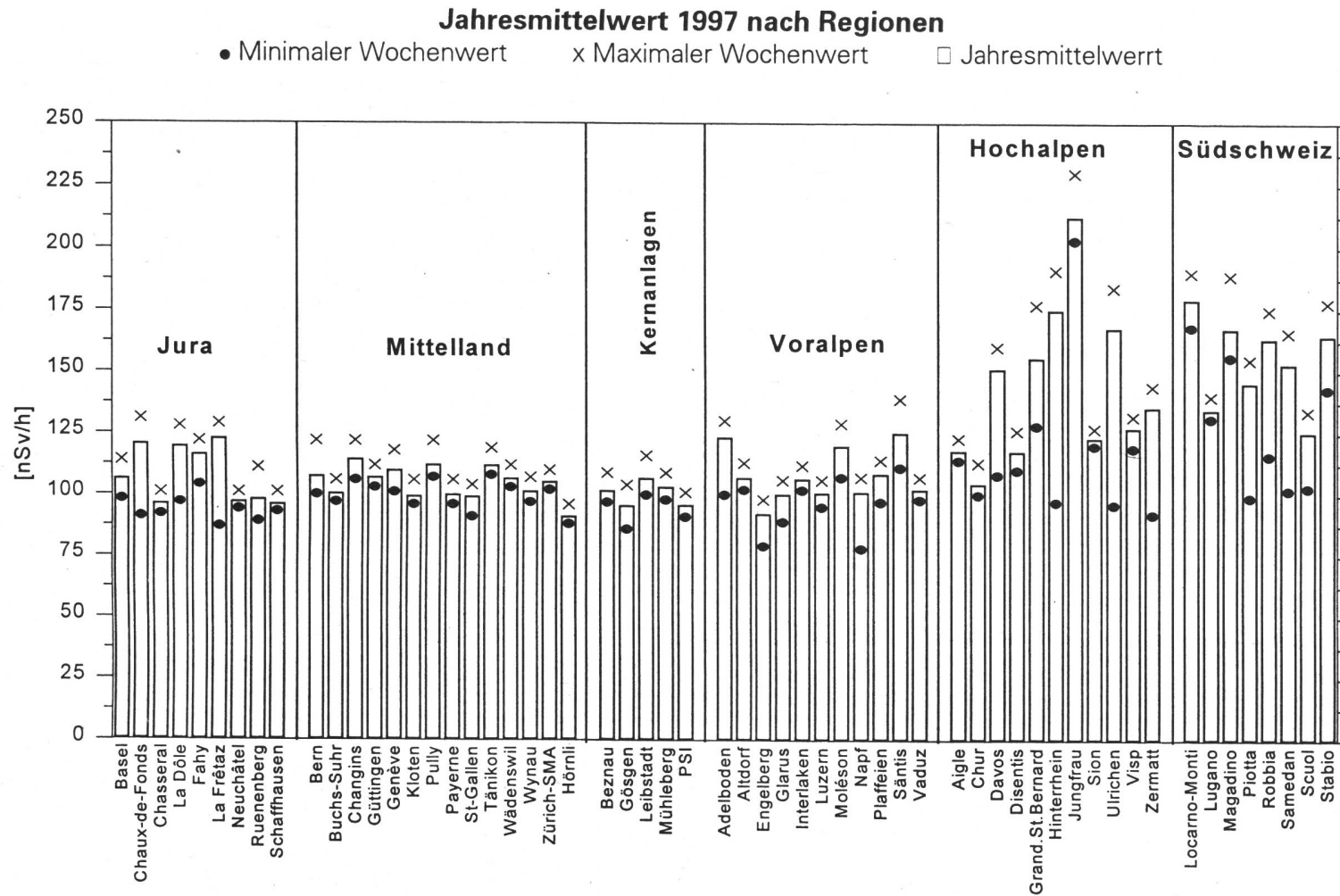


Fig. 1: Jahresmittelwerte der NADAM-Sonden 1997, aufgeteilt nach Regionen (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts). Die Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 90 - 205 nSv/h. Dies ist vor allem durch Unterschiede in der natürlichen Strahlung bedingt: einerseits hängt sie von Art und 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 vernachlässigbar.

Verlauf der Erfahrungswerte für zwei ausgewählte Stationen

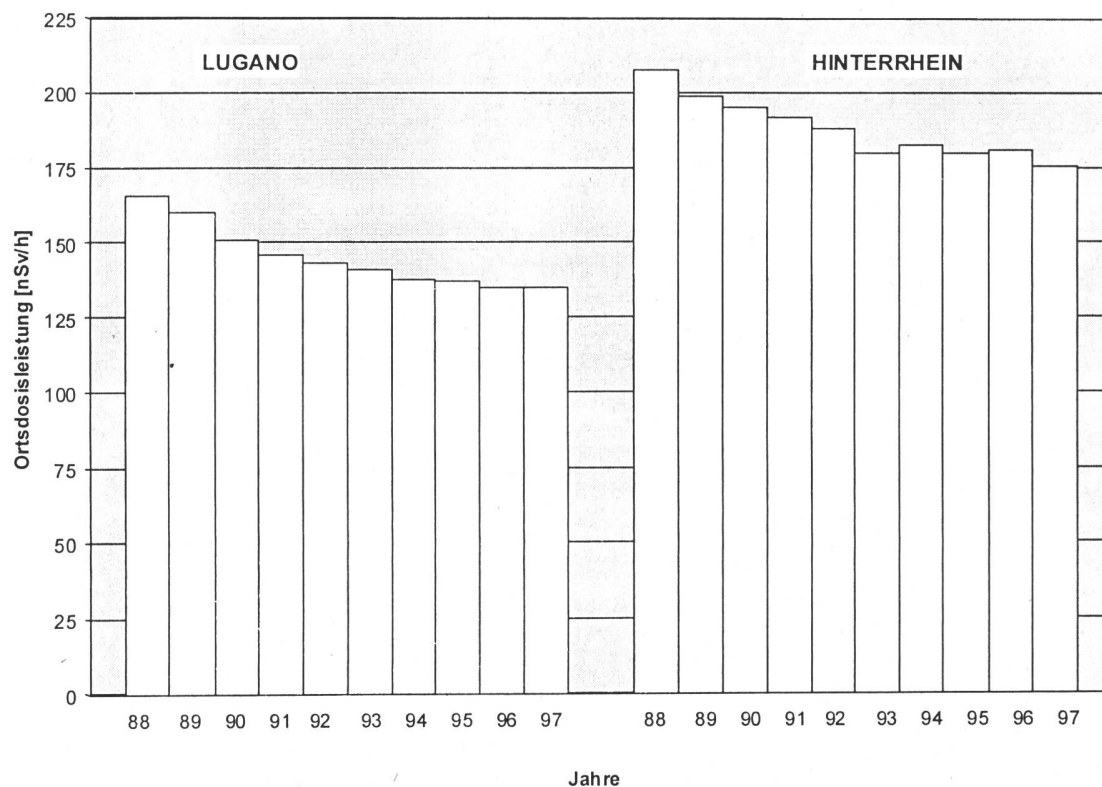


Fig. 2: Verlauf der Erfahrungswerte der Stationen Lugano und Hinterrhein für die Periode 1988 - 1997 (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts). Stationen in Gebieten, die von radioaktiven Niederschlägen nach dem Unfall in Tschernobyl stark betroffen waren, zeigen eine kontinuierliche Abnahme der 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).

3.4 Aeroradiometrische Aufnahmen in der Schweiz

B. Bucher¹, G. Schwarz², L. Rybach¹, Chr. Bärlocher¹

- 1) Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik,
ETH Hönggerberg, 8093 ZÜRICH
- 2) Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), 5232 VILLIGEN-HSK

3.4.1 Zusammenfassung

Die aeroradiometrischen Messflüge vom 9. - 12. Juni 1997 hatten neben den zweijährlichen Messungen über den Kernkraftwerken Mühleberg und Gösgen einen gemeinsamen Messflug mit dem österreichischen Aeroradiometrie-Team im Grenzgebiet des Unterengadins sowie Messungen über einem geologisch bedingten Hot-Spot im Weisstannental zum Inhalt. Im weiteren wurden die Bestrahlungsquellen der Studer Kabelwerke AG in Däniken detailliert vermessen. Daneben wurde auch der Ausbildungsstand des Messteams gefestigt.

3.4.2 Einleitung

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

Seit 1994 ist die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Satellitenabstürze im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems werden weiterhin vom Institut für Geophysik der ETHZ übernommen.

3.4.3 Messeinrichtung

Das 1997 eingesetzte Messsystem verwendet einen NaJ-Detektor mit 16.8 l Volumen. Das Spektrometer weist 256 Kanäle auf und eicht sich selbständig. Die Steuerung des Systems und die Erfassung und Speicherung der Daten erfolgt mit einem Industrie-PC. Für die Positionierung wird das Global Positioning System (GPS) verwendet. Gleichzeitig mit dem aufgenommenen Spektrum und der Position werden Luftdruck, Aussentemperatur, Radarhöhe und Lagewinkel des Helikopters aufgezeichnet.

Das ganze Messsystem wird bei den Messflügen in einen Super-Puma-Helikopter der Armee eingebaut. Dieser Helikoptertyp bietet sehr gute Navigationsmöglichkeiten und erlaubt durch seine Blindflugtauglichkeit auch Notfalleinsätze bei schlechtem Wetter.

Messflüge

Der Vorteil von gammaspektrometrischen Messflügen liegt in der grossen Geschwindigkeit, in der ein grosses Messgebiet abgedeckt werden kann. Es ist mit der Aeroradiometrie auch möglich in unzugänglichen Gebieten Messungen durchzuführen.

Um das Messgebiet gleichmässig abzudecken, werden die Flüge in einem regelmässigen Raster durchgeführt. Das Raster besteht aus parallelen Fluglinien, die je nach Aufgabenstellung zwischen 100 – 500 m auseinander liegen. Die Flughöhe wird nach Möglichkeit konstant bei 90 m über Grund gehalten.

Auswertung

Die Auswertung der erfassten Daten erfolgt mit dem Software-Paket 'Gamero'. Ihm liegt das in Schwarz (1991) beschriebene Auswerteverfahren für aeroradiometrische Daten zugrunde. Bei Vergleichen von aeroradiometrischen Messungen mit gammaspektrometrischen Bodenmessungen ist die unterschiedliche Auflösung der beiden Methoden (Aeroradiometrie: Mittelwert über Gebiet von 300x300 m; Bodenmessung: abgedeckte Fläche von ca. 10x10 m) zu beachten.

3.4.4 Flugaufnahmen 1997

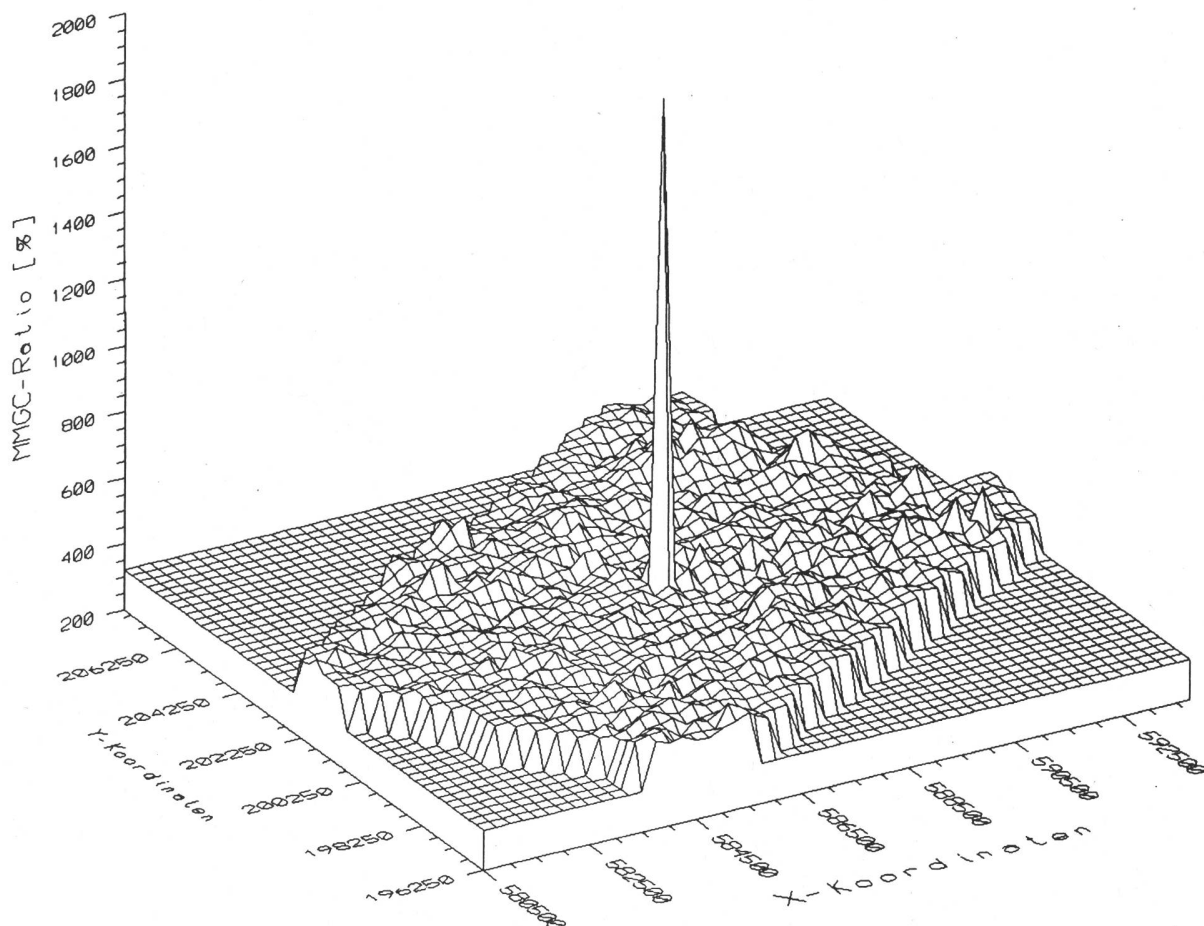
Die Messungen von 1997 erfolgten mit einem Super-Puma-Helikopter der Armee in der Zeit vom 9.6.1997 bis zum 12.6.1997. Neben den turnusmässigen Gebieten der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) wurde ein gemeinsames Gebiet mit dem österreichischen Aeroradiometrie-Team, das Gebiet der Hot-Spots im Weisstannental und die Gebäude mit Bestrahlungsquellen der Studer Kabelwerke AG in Däniken (SO) befliegen. Die Messflüge standen unter der Leitung von Dr. D. Frei (NAZ).

Im Auftrag der HSK wurden die beiden Messgebiete KKG und KKM bereits mehrmals vermessen. Auch 1997 wurden für die Messungen dieselben Flugparameter verwendet. In Figur 1 ist der nach Schwarz et al. (1991) modifizierte MMGC-Ratio des Messgebietes KKM dargestellt. Der MMGC-Ratio (**Man Made Gross Count**) ist das Verhältnis von tiefeenergetischer zu hochenergetischer Gammastrahlung. Er reagiert sehr empfindlich auf künstliche Radioaktivität, weil künstliche Radioisotope fast ausschliesslich im niedrigeenergetischen Bereich (<1400 keV) des Spektrums strahlen. Das KKM, 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 Frischdampfleitungen in die Turbinen im Maschinenhaus gelangt. Da die Turbinen im Maschinenhauses in Richtung des Daches vergleichsweise wenig abgeschirmt sind, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut detektiert werden.

Das KKG konnte aeroradiometrisch nicht detektiert werden. Im Messgebiet KKG konnten in diesem Jahr beim turnusmässigen Flug die Bestrahlungsquellen der Studer Draht- und Kabelwerke AG nicht nachgewiesen werden. Erst bei der detaillierten Vermessung der entsprechenden Gebäude konnten die Quellen teilweise detektiert werden. Für diverse Anwendungen werden dort Beschleuniger sowie Gammastrahlung von ^{60}Co -Quellen eingesetzt. Durch die starke Abschirmung wird die Direktstrahlung seitlich vollständig absorbiert.

Bei Betrieb sind zwei Quellen anhand der niedrigerenergetischen Streustrahlung aus der Luft schwach erkennbar.

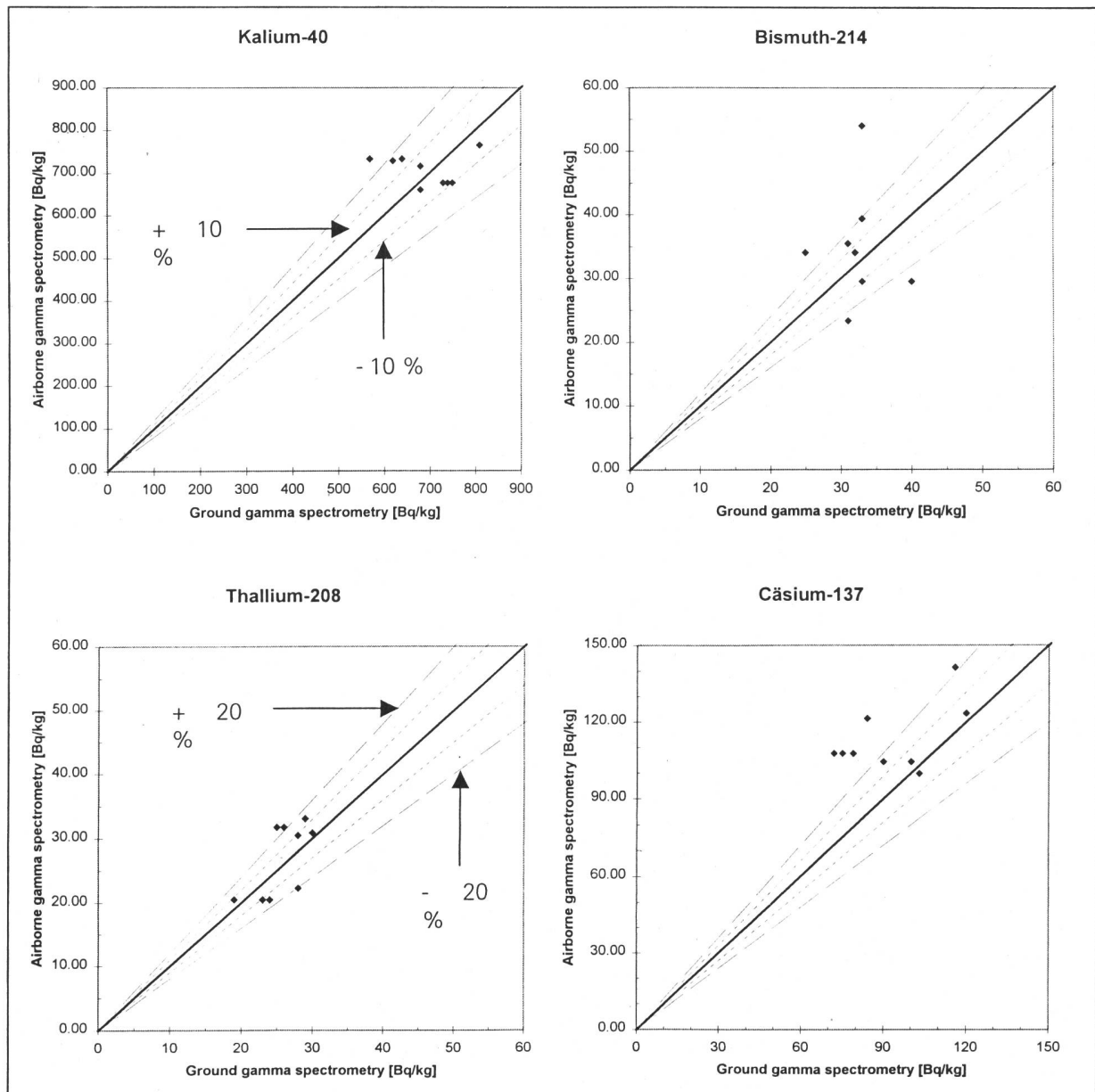
Ausserhalb der umzäunten Areale der Kernanlagen konnte keine erhöhte künstliche Radioaktivität nachgewiesen werden die nicht durch Tschernobyl oder die Kernwaffenversuche der sechziger Jahre erklärt werden kann. Der Aktivitätspegel in der Umgebung ist über die letzten Jahre etwa konstant geblieben.



Figur 1: 3D-Darstellung des modifizierten MMGC-Ratios [%] im Messgebiet KKM.
Die Karte stellt den Blick nach Nordosten dar. Die Y-Achse entspricht der Nordrichtung. Das Maximum wird durch die gestreute ^{16}N -Strahlung mitverursacht.

In der gemeinsamen Übung mit dem österreichischen Aeroradiometrieteam der geologischen Bundesanstalt wurde ein an das Unterengadin grenzendes Gebiet in Österreich vermessen. Jedes Team hat dasselbe Gebiet mit denselben Flugparametern abgedeckt (14 Fluglinien, Linienabstand 500 m, Flughöhe 100 m). Zusätzlich wurde eine Linie über dem nahegelegenen Gepatsch-Stausee geflogen. Im Inntal wurde noch ein Steigflug für die Interkalibration der Messgeräte durchgeführt. Die gleichzeitig mit den Messflügen von je einem Team der SUeR und der HSK durchgeführten Bodenmessungen (Ge-Detektoren) zeigten eine gute Übereinstimmung mit den schweizerischen Ergebnissen (Figur 2). Detailliertere Vergleiche werden noch folgen.

Im weiteren wurde ein Gebiet im Weisstannental (SG) vermessen, wo bereits früher gefundene, lokale Uranvererzungen (sogenannte Hot-Spots) durch Messungen einer Schulklasse im Jahre 1996 bestätigt wurden. Bei den aeroradiometrischen Messungen konnten diese Hot-Spots wie erwartet nicht detektiert werden. Dies ist auf die geringe Grösse der für die Hot-Spots verantwortlichen Gesteinspartien zurückzuführen.



Figur 2: Vergleich von Aeroradiometrie- und Bodengammaspektrometrie-Messungen im Radurschltal, Österreich.

3.4.5 Perspektiven

Mit der österreichisch-schweizerischen Übung wurde ein weiterer Schritt zur aeroradiometrischen Zusammenarbeit mit den Nachbarstaaten realisiert. In diesem Jahr wurde mit den Arbeiten im Rahmen des EU-Projektes 'European Coordination of Environmental Airborne Gamma Spectrometry' (ECEAGS) begonnen. Sie werden in den nächsten Jahren im Rahmen einer Dissertation am Institut für Geophysik weitergeführt und beinhalten unter anderem die Datenübertragung vom Helikopter zu einer Bodenstation in Echtzeit sowie die gleichzeitige Datenauswertung. Vorgesehen ist auch der Einsatz von geographischen Informationssystemen (GIS) bei Kartendarstellungen.

3.4.6 Literatur

BAUR, W., SCHIBLI, M., 1997: Resultate der Messkampagne Österreich – Schweiz, U ARM97, Messbericht HSK, 1 Seite.

BUCHER, B., SCHWARZ, G.F., RYBACH, L., BAERLOCHER, CHR., 1998: Aeroradiometrische Messungen im Rahmen der Übung ARM97. Bericht für das Jahr 1997 zuhanden der Fachgruppe Aeroradiometrie (FAR). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.

MURITH, CH., ASTNER, M., 1997: Resultate der Messkampagne Österreich – Schweiz, U ARM97, Messbericht SUE, 3 Seiten.

SCHWARZ, G.F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.

SCHWARZ, G.F., RYBACH, L., KLINGELE, E.E.: 1991: Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der Schweizerischen Kernanlagen; Bericht für das Jahr 1991 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). Interne Berichte, Institut für Geophysik ETHZ, Zürich.