



In-situ-Gammaspektrometrie zur Überwachung der Umweltradioaktivität

Bearbeiter: B. Bucher, Eidgenössisches Nuklear-Sicherheitsinspektorat, Brugg
T. Haug, Isotopenlabor Universität Tübingen
M. Kaden, Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf, Dresden
E. Lovranich, Seibersdorf Laboratories, Seibersdorf
P. Sargent, Kerntechnische Hilfsdienst GmbH, Eggenstein-Leopoldshafen,
T. Steinkopff, Deutscher Wetterdienst, Offenbach
A. Wicke, Karlsruher Institut für Technologie

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Anwendungsgebiete sowie Vor- und Nachteile des Messverfahrens	2
2.1	Anwendungsgebiete	2
2.2	Vor- und Nachteile der In-situ-Gammaspektrometrie	3
2.3	Ausrüstung mit Hard- und Software	3
2.4	Typischerweise erreichbare Nachweisgrenzen	4
3	Kalibrierung eines In-situ-Gammaspektrometers	4
3.1	Vorbemerkungen	4
3.2	Energiekalibrierung, Kalibrierung der Halbwertsbreite	5
3.3	Kalibrierung der Detektorresponsefunktion	5
3.4	Geometriefunktion, Dosisleistungskonversionsfunktion	6
4	Messung und Auswertung	7
4.1	Auswahl der Messorte, Anforderungen	7
4.2	Vorbereitung und Durchführung der Messung	9
4.3	Auswertung der Messung	9
4.4	Messunsicherheit, Nachweis- und Erkennungsgrenzen	10
4.5	Ergebnisdarstellung	10
5	Beurteilung des Verfahrens, Qualitätssicherung	11
5.1	Beurteilung des Messverfahrens	11
5.2	Qualitätssicherung	11
6	Praktische Erfahrungen und Einflussgrößen	12
6.1	Erfahrungen aus der Schweiz	12
6.2	Erfahrungen bei der Kerntechnische Hilfsdienst Gesellschaft	12
6.3	Erfahrungen beim Deutschen Wetterdienst	13
6.4	Einflussgrößen	13
7	Literatur	14
8	Anhang 1: Tabellen zur Berechnung der massen- bzw. flächenbezogenen Aktivität und der Ortsdosisleistung	15
9	Anhang 2: Beispiel einer Ausrüstungsliste für die In-situ-Gammaspektrometrie	18
10	Anhang 3: Beispiel einer Bedienungsanleitung für die In-situ-Gammaspektrometrie	19
11	Anhang 4: Auswirkung der Variation der Einflussgrößen	20
12	Anhang 5: Berechnungsbeispiel: In-situ-Gammaspektrometrie eines Weidebodens	21

1 Einleitung

Im Rahmen der Überwachung der Umweltradioaktivität stellt die In-situ-Gammaspektrometrie mit vollständig autarken, tragbaren und beispielsweise mit HPGe-Detektoren ausgestatteten Gammaspektrometern eine geeignete Methode dar, um schnelle nuklidspezifische Messungen durchzuführen.

Die Methode ermöglicht die Bestimmung des Radionuklidgehaltes im Boden bzw. auf der Bodenoberfläche oder von gasförmigen Radionukliden in der Luft. Bei der Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen



ist insbesondere bei Störfallmessungen die Kenntnis der einzelnen Strahlungskomponenten, die zur gesamten Dosisleistung beitragen, von Bedeutung, und zwar sowohl zur Beweissicherung als auch zur Unterscheidung einer künstlichen Erhöhung der Radioaktivität gegenüber der örtlich stark schwankenden natürlichen Untergrundstrahlung.

Messgrößen der Methode sind die massen-, flächen- oder volumenbezogene Aktivität. Die spezifische (massenbezogene) Aktivität wird in Bq/kg im Boden, die flächenbezogene Aktivität auf der Bodenoberfläche in Bq/m² und die Aktivitätskonzentration (volumenbezogen) in der Luft in Bq/m³ angegeben. Darüber hinaus erlaubt die Methode die Ermittlung der zugehörigen nuklidspezifischen Dosisleistung, die in nSv/h oder auch µSv/h angegeben wird. Im Folgenden wird unter „Dosisleistung“ die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung H*(10) verstanden.

Dieses Lose Blatt behandelt die In-situ-Gammaspektrometrie im Kontext der Überwachung der Umwelt auf Radionuklideinträge nach dem Strahlenschutz-Vorsorgegesetz [1], [2] (IMIS) und im Rahmen der anlagenbezogenen Überwachung nach der „Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen“ [3] (REI) und stellt dabei die praktischen Gesichtspunkte in den Vordergrund.

In der Norm ISO 18589-7 [4] sowie der ICRU 53 [5] wird das Messverfahren beschrieben und auf weiterführende theoretische Grundlagen eingegangen.

Darüber hinaus kann die Methode prinzipiell angewandt werden:

- für Messungen aus der Luft [6] sowie im Wasser [7],
- zur qualitativen nuklidspezifischen Spürmessung bei Verdacht auf illegal gehandhabte radioaktive Stoffe,
- zur Nuklididentifikation vor Ort bei Waren und Gütern mit deutlich erhöhten Radioaktivitäts-/Dosisleistungswerten
- sowie für Freigabemessungen bei der Wiederverwertung von Reststoffen oder deren Entsorgung und beim Rückbau ehemaliger Betriebsstätten.

Diese Spezialfälle werden in dem vorliegenden Lose Blatt nicht behandelt.

2 Anwendungsgebiete sowie Vor- und Nachteile des Messverfahrens

2.1 Anwendungsgebiete

Die In-situ-Gammaspektrometrie findet im o. g. Rahmen speziell Anwendung bei

- Messungen im Rahmen von Beweissicherungen vor Inbetriebnahme von kerntechnischen Anlagen,
- Messungen langfristiger Akkumulationen von Radionukliden in Boden und Bewuchs in der Umgebung kerntechnischer Anlagen im Rahmen der Umgebungsüberwachung,
- Messungen nach störfallbedingten Freisetzungen aus kerntechnischen Anlagen (Kontamination von Boden und Bewuchs),
- Fallout-Messungen bei großräumiger Bodenkontamination (z. B. zur Verfolgung der langfristigen Auswirkungen des Reaktorunfalles von Tschernobyl),
- Bestimmung der nuklidspezifischen Gammadosisleistung über der Bodenoberfläche,
- Messungen der natürlichen Radioaktivität im Boden (z. B. für regionale und nationale Untersuchungen),
- Überwachung von Deponien, auf denen radioaktive Abfälle abgelagert wurden.



Prinzipiell sind auch Messungen der Luftkontamination sowie das Verfolgen einer Fortluftfahne mittels der Methode möglich. Da aber die Gefahr der Kontamination des Messsystems groß ist, wird empfohlen, solche Messungen zu unterlassen.

2.2 Vor- und Nachteile der In-situ-Gammaspektrometrie

Die Methode der In-situ-Gammaspektrometrie bietet eine Reihe von Vorteilen:

- Die oft aufwendige und fehlerbehaftete Probenentnahme sowie die zeitraubende Aufbereitung entfallen. Da das Material oder der zu messende Gegenstand in seiner Gesamtheit und nicht nur als Probe vorliegt, ist die Messung optimal repräsentativ.
- Bei tatsächlichem oder vermutetem frischen Fallout / Washout auf Bodenoberflächen kann die Messdauer variiert werden. Bei höheren Flächenbelegungen kann auch kollimiert gemessen werden.
- Mit Hilfe des ermittelten Nuklidvektors sind der nuklidspezifische Ortsdosisleistungsbeitrag und damit auch eine externe Strahlenexposition von Personen abschätzbar, woraus u. U. weitere Maßnahmen zum Personenschutz abgeleitet werden können.
- Die Auswertung der Messungen kann am Messort erfolgen; bei Auffälligkeiten in den Ergebnissen können Messungen wiederholt, Auswerteparameter geändert und ggf. gezielt Beweisproben (Boden, Schrottteile) genommen werden.
- Mit modernen Telekommunikationseinrichtungen wie mobilem Internetzugang und E-Mail können Originalspektren, Messergebnisse und dgl. an einen vorbestimmten Empfänger, z. B. eine Einsatzleitstelle oder eine Datenbank, weitergeleitet werden.

Andererseits birgt die hochauflösende In-situ-Gammaspektrometrie auch Unwägbarkeiten und Nachteile:

- Radiologische Fremdeinflüsse (z. B. vorüberziehende Edelgaswolke) können eine aktuelle Messung stören oder verfälschen; Witterungseinflüsse bergen die Gefahr der Kontamination (z. B. durch Rainout), des Geräteausfalls (z. B. tiefe Temperaturen), orografische und/oder meteorologische Gegebenheiten (z. B. Schneedecke, steiles Gelände, Bäume etc.) erfordern Ersatzmaßnahmen.
- Anthropogen bedingte Einflüsse auf den Messort wie Bodenbearbeitung oder auch Düngung können stören. Diese können zumindest bei programmgemäßen Messungen nach REI und IMIS bei sinnvoller Auswahl und Beobachtung der Messpunkte weitgehend berücksichtigt und so Störeinflüsse auf die Messergebnisse eliminiert werden.
- Das Ende der Leistungsfähigkeit der In-situ-Gammaspektrometrie wird je nach System erreicht, wenn die Gamma-Ortsdosisleistung am Messort in den Bereich von (einigen) 10 $\mu\text{Sv/h}$ kommt (ca. 100-facher Nulleffekt). Als Alternative kommen dann die herkömmlichen Verfahren wie Probenentnahme mit gleichzeitiger oder späterer Messung oder eine kollimierte Messung in Betracht.
- Die Beschaffungskosten für die In-situ-Gammaspektrometrie sind ca. 10 mal höher, verglichen mit der Direkt-Messung mittels Oberflächenkontaminationsmonitor oder der indirekten Messung im Labor nach Probenentnahme, sofern das Labor schon vorhanden ist. Allerdings sollte eine sorgfältige Kosten-/Nutzen-Analyse, die auch den erhöhten Aufwand bei der Probenentnahme und beim Probenmanagement berücksichtigt, durchgeführt werden. Je nach Einzelfall kann man langfristig zu einem anderen Ergebnis kommen, als die reinen Beschaffungskosten zunächst vermuten lassen. Die In-situ-Messeinrichtung kann zudem auch im Labor eingesetzt werden.

2.3 Ausrüstung mit Hard- und Software

Für die direkte gammaspektrometrische Messung der Bodenkontamination bzw. der spezifischen Bodenaktivität wird z. B. ein tragbarer HPGe-Detektor eingesetzt. Dieser wird auf einem Dreibein-Stativ so aufgestellt, dass sich die Detektor-Endkappe in einer Höhe von 1 m über dem Boden befindet und nach unten orientiert ist, so dass der Detektor nicht durch weitere Komponenten des Systems, z. B. dem Dewargefäß (mit flüssi-



LOSEBLATTSAMMLUNG FS-78-15-AKU
EMPFEHLUNGEN ZUR ÜBERWACHUNG
DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT

Blatt: 3.4.5

Seite: 4 von 23

Stand: August 2012

gem Stickstoff gefüllt), abgeschirmt wird. Es empfiehlt sich ein HPGe-Detektor mit folgenden Eigenschaften:

- Relative Nachweiswahrscheinlichkeit 15...20 % (bezogen auf einen 3x3"-NaI),
- Energieauflösung (FWHM): 0,85 keV bei 122 keV; bzw. 1,8 keV bei 1,33 MeV,
- Isotrope Kristallgeometrie Länge / Durchmesser = $1,0 \pm 0,1$, die eine nahezu winkelunabhängige Detektorresponse-Funktion gewährleistet,
- Messautonomie: ~5 Tage (Dewargefäß mit 5...10 L flüssigem Stickstoff) oder Detektor mit elektrischer Kühlung

Ein tragbarer, akkubetriebener Vielkanalanalysator (VKA) erlaubt die Messungen an Ort und Stelle ohne lange Messkabel. Dabei verfügen moderne Geräte über Spektrenspeicher und LCD-Display, so dass ohne PC autarke Messkampagnen von bis zu 12 h möglich sind. In diesem Falle erfolgt die Datenübertragung auf den PC und die Spektrenauswertung im Anschluss an die Messungen. Komfortabler wird die Messung mit direkt angeschlossenem Notebook, PDA oder einem entfernten PC, der über ein Funkinterface (proprietär oder auch per WLAN) mit dem VKA verbunden ist. Die Auswertung der Spektren kann somit ebenfalls unmittelbar vor Ort erfolgen. Die Stromversorgung erfolgt über Batterien, aus dem Bordnetz des Messfahrzeuges (mit separatem Akku und Transverter) oder ggf. über ein separates Stromaggregat.

2.4 Typischerweise erreichbare Nachweisgrenzen

Die Messmethode ist hinreichend empfindlich, um beispielsweise die laut [3] geforderte flächenbezogene Aktivität von 200 Bq/m² für Co-60 nachweisen zu können. Typischerweise sind mit einem Detektor mit einer relativen Nachweiswahrscheinlichkeit von 20 % bei 30 Minuten Messzeit für bedeutsame künstliche und natürliche Radionuklide auf dem Boden und im Boden Nachweisgrenzen nach Tabelle 2.1 erreichbar:

Tabelle 2.1: Typische Nachweisgrenzen für Radionuklide auf dem Boden und im Boden

	Co-60, I-131, Cs-134, Cs-137	U/Ra-Reihe	Th-Reihe	K-40
Verteilung	feuchte Deposition ($\rho/\alpha = 10 \text{ kg/m}^2$)	homogene Verteilung		
Nachweisgrenze	ca. 50 Bq/m ²	4 Bq/kg	5 Bq/kg	10 Bq/kg

ρ/α Relaxationsmassenflächendichte in kg/m², Produkt aus Bodendichte ρ und Relaxationslänge $1/\alpha$

Für radioaktive Edelgase und Iod in Luft wurden mit einem Detektor einer relativen Nachweiswahrscheinlichkeit von 28 % bei einer Messzeit von 30 min nach [8] folgende Nachweisgrenzen nach Tabelle 2.2 ermittelt.

Tabelle 2.2: Typische Nachweisgrenzen für Radionuklide in der Luft

	Kr-85m	Kr-87	Kr-88	I-131	Xe-133	Xe-135	Xe-138
Nachweisgrenze [Bq/m ³]	2	1	0,6	0,7	3	0,9	2

3 Kalibrierung eines In-situ-Gammaspektrometers

3.1 Vorbemerkungen

Die Kalibrierung ist essentielle Grundlage für eine korrekte Nuklidanalyse. Sie ist mit besonderer Sorgfalt auszuführen, da sich Messunsicherheiten auf das Ergebnis jeder Messung auswirken. Da neben einer qualitativen in der Regel auch eine quantitative Nuklidanalyse gefordert wird (allgemeine Umwelt- und Anlagenüberwachung) muss zusätzlich zur Energiekalibrierung auch der Kalibrierfaktor ermittelt werden. Da die bei der Messung vorliegende Geometrie durch großflächige Kalibrierquellen (30 m Radius bei unkollierter Messung) praktisch nicht realisierbar ist, werden andere Verfahren gewählt.

So ist eine rechnerische Kalibration wie auch eine experimentelle Kalibration mit einer Punktquelle möglich. Bei der rechnerischen Kalibration wird eine Charakterisierung des Detektors benötigt, die durch den Hersteller erstellt wird. Diese Charakterisierung wird dann in einem Modell für die Berechnung der Detektor-



Responsefunktion in Abhängigkeit von der Geometrie verwendet. Die entsprechende Kalibration sollte zur Qualitätssicherung durch Messungen an Punktquellen verifiziert werden.

Für die experimentelle Kalibration mit einer Punktquelle ist ein Detektor von Vorteil, dessen Kristall-Länge etwa genau so groß ist wie der Durchmesser, so dass die Detektorresponse weitgehend winkelunabhängig wird. Der Kalibrierfaktor wird dabei als Produkt von drei Größen bestimmt:

- Die erste Größe ist die energieabhängige Detektor-Response, die mit einer Punktquelle für den vorhandenen Detektor experimentell vom Anwender bestimmt werden muss. Die Detektor-Response ist das Verhältnis der Impulsrate für eine bestimmte γ -Energie im Vollenergiepeak zur γ -Flussdichte für die gleiche Energie der verwendeten punktförmigen Kalibrierquelle.
- Die zweite Größe ist die energieabhängige Geometriefunktion (Flussdichte pro spezifischer Flächen- bzw. Volumenaktivität), die mittels Modellrechnungen bestimmt wird. Die beiden Extreme für die Geometriefunktion sind die Aktivitätsverteilung auf der Oberfläche des Bodens bzw. die homogene Aktivitätsverteilung im Boden. Dazwischen liegt die Tiefenverteilung mit exponentieller Abnahme der spezifischen Aktivität, die beim Migrieren von an der Oberfläche deponierten Radionukliden in die Tiefe in der Regel angenommen wird. Außerdem können Messungen unkolliert oder kollimiert durchgeführt werden. In die Modellrechnungen gehen die Parameter der Bodenbeschaffenheit (Bodendichte, Bodenfeuchte), die Bodenrauigkeit und im Sonderfall die nach Radionukliddeposition veränderten Absorptionsverhältnisse durch zusätzliche Bedeckung des Bodens mit Schnee ein.
- Die dritte Größe ist die absolute Emissionswahrscheinlichkeit für eine Gammaenergie eines bestimmten Radionuklides.

Die Geometriefunktion beinhaltet einen Parameter zur Charakterisierung der Eigenschaften der Quellverteilung, der an dieser Stelle eingeführt werden soll. Es handelt sich um die so genannte Relaxationslänge $1/\alpha$ im Boden (in cm), d. h. diejenige Schichtdicke, nach der die Aktivitätskonzentration bei Annahme einer Exponentialverteilung auf $1/e$ abgenommen hat.

Gebräuchlicher ist das Produkt aus Bodendichte und Relaxationslänge, die so genannte Relaxationsmassenflächendichte ρ/α (in kg/m^2), als Parameter. Diese beschreibt beispielsweise die beiden Grenzfälle einer idealen Oberflächenkontamination einerseits mit $\rho/\alpha = 0$ und der homogenen Verteilung im Boden (für die natürlichen Nuklide) andererseits mit $\rho/\alpha = \infty$.

3.2 Energiekalibrierung, Kalibrierung der Halbwertsbreite

Für die qualitative Nuklidanalyse sind im Bereich zwischen 45 keV und 2 MeV eine Energiekalibrierung und die Kalibrierung der Halbwertsbreite notwendig, um eine korrekte Peaksuche durchführen zu können. Die modernen Gammaskpektrometrie-Software-Pakete bieten dazu geeignete Menüpunkte an. Aus der Kanal-lage des Schwerpunktes eines Vollenergiepeaks lässt sich dann beim Messeinsatz mittels geeigneter Nuklidbibliothek in der Regel automatisch das unbekannte Nuklid identifizieren.

Es ist besonders auf die Stabilität der Kanallagen für definierte Energien bei oft extremen Schwankungen von Umwelteinflüssen (Temperatur, Feuchtigkeit) bei Messeinsätzen zu achten. Die Abweichungen sollten im Auswertalgorithmus nicht größer als ± 1 keV sein. Im Feldeinsatz ist in der Regel eine schnelle Nachkalibrierung durch die markanten natürlichen Linien bei 238 keV (Pb-212), 351 keV (Pb-214), 609 keV (Bi-214), 1460 keV (K-40), 1764 keV (Bi-214) und, falls im Energiebereich, 2614 keV (Tl-208) möglich.

3.3 Kalibrierung der Detektorresponsefunktion

Die Detektorresponsefunktion muss als Funktion der Energie für jeden Detektor separat bestimmt werden. Für diese Bestimmung sollten punktförmige Aktivitätsnormale von Vielliniennukliden mit Zertifikat verwendet werden (z. B. Eu-152 und Ba-133), um 8 bis 10 Werte für die Detektor-Response zu ermitteln. Da in der Regel die Kalibrierung in 1 m Abstand erfolgt, sollte die Aktivität der Kalibrierquellen für einen Detektor mit einer relativen Nachweiswahrscheinlichkeit von 15 % einige 100 kBq betragen. Die statistische Zählunsicherheit (1σ) der zur Kalibrierung verwendeten Peaks sollte < 1 % sein. Die γ -Flussdichte am Detektor



wird durch Messung des Punktnormales in definierten Abständen in radialer Richtung von der Detektorrotationsachse und von der Mitte des Detektorkristalls ermittelt. Es ist ausdrücklich darauf hinzuweisen, dass bei geringen Abständen der Kalibrierquelle (z. B. 0,1 m) die Positionierung millimetergenau vorzunehmen ist (Fehlerfortpflanzung!). In jedem Falle sollte ein Distanzhalter zur sicheren Fixierung der Kalibrierquelle verwendet werden.

Ist die Detektor-Response vom Einfallswinkel der Gammastrahlung unabhängig, kann die Aktivität der Nuklide direkt aus den gemessenen Nettozählraten N berechnet werden. Anderenfalls muss zusätzlich ein detektorspezifischer Winkelkorrekturfaktor für die Anisotropie bestimmt und bei der Rechnung berücksichtigt werden. Zur Berechnung solcher Winkelkorrekturfaktoren wird auf [4] und [9] verwiesen. In [5] findet sich eine Grafik, die für drei verschiedene Detektoren die ermittelten Winkelkorrekturfaktoren in Abhängigkeit von der Energie mit dem Durchmesser-Längen-Verhältnis des Germanium-Kristalls für $\rho/\alpha = \infty$ und $\rho/\alpha = 0$ veranschaulicht.

Q_D ist die (energieabhängige) Detektor-Response, d. h. das Verhältnis aus der Peaknettozählrate R für eine bestimmte γ -Linie (Vollenergie-Peak) und der γ -Flussdichte Φ am Ort des Detektors (für die betreffende γ -Linie) und berechnet sich aus:

$$Q_D(E) = [R/\Phi](E) = \frac{4\pi \cdot d^2 \cdot R_{\gamma i}}{A \cdot p_{\gamma i}} \quad (1)$$

mit:

- Q_D Detektor-Response
- A Aktivität des Kalibriernuklides
- d radialer Abstand Kalibrierquelle – Detektor
- $R_{\gamma i}$ Peaknettozählrate im Vollenergiepeak für die betrachtete γ -Linie i der Energie E
- $p_{\gamma i}$ Emissionswahrscheinlichkeit für die γ -Linie i der Energie E des Kalibriernuklides aus Referenzdatenbank [10]

Es wird empfohlen zur Auswertung der Spektren die Daten und Emissionswahrscheinlichkeiten von Radionukliden $p_{\gamma i}$ in der Nuklidbibliothek der verwendeten Software zu prüfen und gegebenenfalls die Nuklidangaben mit den Daten der Referenzdatenbank [11] anzupassen, um vergleichbare Messergebnisse zu erhalten.

3.4 Geometriefunktion, Dosisleistungskonversionsfunktion

Die Geometriefunktion $GF(E)$ stellt den Zusammenhang zwischen der Photonenflussdichte am Ort des Detektors und der Verteilung der Aktivität im Boden her. Sie hängt von den Absorptionseigenschaften der Medien zwischen Quelle und Detektor sowie der Tiefenverteilung der Radionuklide im Boden ab.

Da in der Praxis großflächige Kalibrierquellen für die bei der In-situ-Gammaspektrometrie vorliegende Messgeometrie kaum realisierbar sind, wird die Kalibrierung mit mathematischen Modellen simuliert.

Nach dem von Beck [12] entwickelten Verfahren berechnet man die Geometriefunktion bzw. die Dosisleistungskonversionsfunktion $[H^*(10)/A](E)$ ¹ für die nachfolgend genannten Aktivitätsverteilungsmodelle:

- homogene Verteilung im Erdboden für die natürlichen Radionuklide (U-238-Reihe, Th-232-Reihe, K-40) und deren Folgeprodukte (Relaxationsmassenflächendichte $\rho/\alpha = \infty$),
- homogene Verteilung auf der Bodenoberfläche (frische Kontamination) nach unfallbedingter Freisetzung (Relaxationsmassenflächendichte $\rho/\alpha = 0$),
- mit wachsender Tiefe im Erdboden (annähernd exponentiell) abnehmende Aktivitätskonzentration für aus dem Fallout stammenden Radionuklide, die teilweise in den Boden eingedrungen sind; (Messungen von Erdbodenprofilen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl zeigen, dass in gewis-

¹ γ -Ortsdosisleistung durch alle γ -Linien des Nuklides mit der bezogenen Aktivität A , wobei für natürliche Zerfallsreihen auch die γ -Linien der Folgeprodukte mit berücksichtigt werden.



sen Fällen, wenn die Aktivität bei unbearbeiteten Böden in tiefere Schichten eingedrungen ist, u. U. andere Modelle als eine Exponentialverteilung anzuwenden sind.),

- homogene Verteilung von gasförmigen Radionukliden in der bodennahen Luft.

Dieses Lose Blatt soll es dem Praktiker ermöglichen, auch ohne eine kommerzielle In-situ-Software Messergebnisse für einige wesentliche Standardfälle berechnen zu können. Dazu sind im Anhang 1 für einige Geometrien und die gebräuchlichsten Nuklide entsprechende Werte für die Geometriefunktion $G_F(E)$ und die Dosiskonversionsfunktion $[H^*(10)/A]$ zusammengestellt, jeweils mit der Relaxationsmassenflächendichte als Parameter.

4 Messung und Auswertung

4.1 Auswahl der Messorte, Anforderungen

Hochauflösende gammaspektrometrische In-situ-Messungen können an vorgewählten Messpunkten als programmgemäße Messungen oder an spontan festzulegenden Messorten im Einsatzfall durchgeführt werden. Während für die spontanen Messorte im Vorhinein keine Bedingungen festgelegt werden können, sollten die programmgemäßen Messorte nachfolgend genannten Kriterien genügen.

In der AVV-IMIS [2] gemäß StrVG [1] werden Messungen per In-situ-Gammaspektrometrie gefordert durch:

- Messfahrzeuge der Bundesländer (Landesmessstellen),
- Messfahrzeuge des Bundesamts für Strahlenschutz,
- Ortsfeste Messeinrichtungen der Radioaktivitätsmessstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

In den „Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kerntechnischer Anlagen“ [13] werden folgende Messaufgaben genannt:

- Ermittlung der Dosisleistung,
- der Konzentration radioaktiver Stoffe in der Luft und
- der Ablagerung radioaktiver Stoffe auf dem Boden.

In der REI [3] wird gefordert, dass die Messung und Überwachung der oberflächlichen Bodenkontamination an Messorten erfolgen soll, die „in Übereinstimmung mit den Festlegungen in den Sonderschutzplänen der Katastrophenschutzbehörden“ stehen. Demzufolge sollten derartige Probenentnahme- und Messorte möglichst auch für in-situ-gammaspektrometrische Messungen geeignet sein. Bei ihrer Festlegung ist auf die folgenden Gesichtspunkte und Kriterien zu achten.

Messtechnische Eignung:

Die messtechnische Eignung ist gegeben, wenn das Gelände in seiner orographischen Struktur homogen, eben oder gleichmäßig geneigt ist sowie in einem Abstand von etwa 30 m Radius keine Bebauung oder hochwachsende Pflanzen wie Büsche oder Bäume aufweist. Der Boden soll längerfristig unbearbeitet sein, bei nicht gemähten Wiesen oder Brachland sollte die Höhe des Bewuchses 30 cm nicht überschreiten, um bei frischem Fallout den Detektor nicht zu kontaminieren.

Temporäre oder dauernde, andere mögliche Strahlenquellen, die auf den Messort direkt einwirken können, wie z. B. Steinbrüche, Hausmüll- oder Klärschlammdeponien, Faultürme von Kläranlagen usw., sind zu meiden. Ebenso sollten Messungen an Orten unterbleiben, an denen starke elektromagnetische Felder oder Feldänderungen auftreten können, z. B. unter Hochspannungsleitungen oder in der Nähe von Bahnstromnetzen, Sendemasten oder Radaranlagen, da eine Einwirkung auf die messwertverarbeitende Elektronik nicht



LOSEBLATTSAMMLUNG FS-78-15-AKU

**EMPFEHLUNGEN ZUR ÜBERWACHUNG
DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT**

Blatt: 3.4.5

Seite: 8 von 23

Stand: August 2012

ohne weiteres ausgeschlossen werden kann. Auf die Möglichkeit, ersatzweise Boden- und/oder Bewuchsproben nehmen zu können, ist zu achten.

Verkehrssicherheit:

Ein Messpunkt sollte nicht an einer Straße mit Einbahnregelung (mehrspurige Straßen, Autobahnen) liegen, damit bei der Anfahrt u. U. zeitraubende Umwege vermieden werden. Zweckmäßigerweise sollten in der näheren Umgebung des Messpunktes Wendemöglichkeiten bestehen. Das Messfahrzeug muss am Mess-/Probenentnahmeort ohne Gefährdung des fließenden Verkehrs abgestellt werden können. Damit verbieten sich alle mit absolutem Halteverbot belegten Straßenabschnitte, wie z. B. Schnellstraßen, Bundesstraßen.

Der Ausstieg aus dem Fahrzeug und die Messmöglichkeit muss auf der rechten Seite des Fahrzeugs gegeben sein, um nicht unnötigerweise die Straße überqueren zu müssen. Auch sind Orte zu meiden, die die Aufmerksamkeit vieler anderer wecken, z. B. Messorte in der Nähe einer Schule oder an Schülerwegen.

Allgemeine Lage und Zugänglichkeit:

Die auszuwählenden Messorte sollen auf dem nach der REI programmgemäß zu überwachenden Gebiet gleichmäßig verteilt sein. Bei einer Aufteilung in Sektoren von jeweils 30° sind in der Mittelzone (Radius 10 km) und der Außenzone (Radius 25 km) jeweils ca. drei Messorte festzulegen. Bei zwei benachbarten Sektoren sind unmittelbar benachbarte, nah beieinander liegende Orte zu meiden. Überdecken sich Überwachungsgebiete zweier oder mehrerer kerntechnischer Anlagen, sollten die darin festgelegten Orte gleichzeitig für beide kerntechnischen Anlagen geeignet sein und festgelegt werden.

Im Hinblick auf die Dosisermittlung sollte möglichst in der Nähe bewohnter Gebiete / Siedlungen oder Gehöfte gemessen werden, nicht jedoch innerhalb bewohnter Ortsteile oder über befestigten Flächen. Die Messorte müssen jederzeit zugänglich sein und sollten von einem befahrbaren Weg aus ohne Hindernisse betreten werden können. Damit scheiden Bereiche aus, die nur erreicht werden können, wenn man starke Böschungen, Geländestufen, Gewässer, Bewässerungskanäle, Dornenhecken, Zäune und dergl. überwinden muss.

Auch sollten Messorte nicht in Gebieten vorgesehen werden, die erkennbar oder absehbar verändert werden, z. B. in der Planung oder im Bau befindliche Straßen oder Bahntrassen, Erweiterungen von Wohnbaugebieten oder Industrieansiedlungen, Aufforstungsgebiete usw. Um nicht unnötigerweise bei der Vorauswahl der Messorte Schäden an Bepflanzungen zu verursachen, sollte die Begehung außerhalb der Vegetationsperiode, also nicht zwischen Mai und Juli vorgenommen werden.

Wiederauffindbarkeit:

Der festgelegte Messort oder seine nähere Umgebung sollte bei einem markanten, längerfristig bekannten, eindeutig beschreibbaren Punkt/Bereich in der Landschaft liegen. Er muss anhand einer Straßenkarte und einer topographischen Karte mit Maßstab 1:25000, ggf. ergänzt durch ein Foto, zu finden sein.

Die Beschreibung, die grundsätzlich vom Allgemeinen ins Detail gehen sollte, muss in jedem Fall den Ortsnamen nennen; bevorzugt verwendbar sind auch Lagebezeichnungen, Gewässernamen, Bezifferungen von außerörtlichen Straßen sowie markante Bauwerke, wie z. B. Wasserturm, Umspannwerk. Angaben von Himmelsrichtungen sind (u. a. im Hinblick auf Nebel) nur bedingt tauglich, jedoch oft hilfreich (z. B. „östlich der Bahnlinie ...“).

In der Kurzbezeichnung des Mess-/Probenentnahmeortes sollte, wenn es sich um Messpunkte nach REI [3] handelt, die Bezeichnung der Zone (z. B. Z für Zentralzone, M für Mittelzone, A für Außenzone) sowie die des Sektors (1 - 12) ersichtlich sein, was die Orientierung und Wiederauffindbarkeit erleichtert. Näheres dazu findet sich auch im Losen Blatt 3.2.7.



4.2 Vorbereitung und Durchführung der Messung

Die In-situ-Gammaspektrometrie zählt zu den besonders aufwendigen Messungen. Zudem wird sie im Gelände durchgeführt. Deshalb empfiehlt es sich, eine Bestückungsliste anzufertigen, an Hand derer vor Abfahrt zur einer Messkampagne die Vollständigkeit der erforderlichen Geräte geprüft werden kann. Als Anhang 2 ist ein Beispiel einer Bestückungsliste beigelegt. Bei dieser Liste ist unterstellt, dass kein vorgerüstetes Fahrzeug zur Verfügung steht.

Darüber hinaus empfiehlt es sich, eine Bedienungsanleitung zur Durchführung der Messungen zu erstellen (Anhang 3). Je nach Organisationsanforderungen kann oder muss sie ein Teil des Betriebshandbuches (Strahlenschutzanweisungen) sein. Eine gründliche Vorbereitung nach beschriebenen Muster ist insbesondere dann erforderlich, wenn wenig routiniertes Personal diese Messungen durchführt.

Die Messdauer beträgt etwa ein bis zwei Stunden bei natürlicher Radioaktivität und kann im Kontaminationsfall je nach der geforderten Messgenauigkeit, bis auf den Bruchteil einer Stunde verkürzt werden.

4.3 Auswertung der Messung

Zunächst muss entsprechend der Messaufgabe und ggf. bekannter Bedingungen am Messort ein passendes Aktivitätsverteilungs-Modell ausgewählt werden. Das geschieht im Allgemeinen innerhalb einer entsprechenden kommerziell verfügbaren Software. Darüber hinaus sind Datensätze und Geometriefunktionen in [1], [8] und [14] enthalten. Als ausführliche Anleitung über die Anwendung der Gammaspektrometrie in der Umwelt hat die ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements) einen hilfreichen Bericht [5] herausgegeben.

Je nach Depositionsbedingungen nach einem Störfall kann gerechnet werden mit einer

- Relaxationsmassenflächendichte $\rho/\alpha = 3 \text{ kg/m}^2$ für trockene Deposition und
- Relaxationsmassenflächendichte $\rho/\alpha = 10 \text{ kg/m}^2$ für eine nasse Deposition.

Zur Auswertung der Spektren dividiert man die gemessene Peaknettozählrate durch das Produkt aus Detektorresponsefunktion, Geometriefunktion und Emissionswahrscheinlichkeit für die betreffende Gammalinie. Berechnete Werte für die Geometriefunktion G_F bzw. die Dosiskonversionsfaktoren $[H^*(10)/A]$ als Funktion der Energie können dem Anhang 1 entnommen werden. Diese Werte sind in der Regel mit der Relaxationsmassenflächendichte als Parameter angegeben, die entweder für den konkreten Fall aus Labormessungen an Bodenproben aus verschiedenen Schichten ermittelt wurde oder als vernünftig und wahrscheinlich angenommen wurde. Die Detektorresponsefunktion Q_D als Funktion der Energie ist nur vom Detektor abhängig und wird durch die oben beschriebene Kalibrierung bestimmt. Der Winkelkorrekturfaktor W hängt von Detektordimensionen, Energie und Verteilungsmodell ab und ist nur aufwändig zu bestimmen, lässt sich aber bei geeigneter Wahl der Kristallabmessungen des Detektors (Länge / Durchmesser = $1,0 \pm 0,1$) zumindest für Energien oberhalb 100 keV als 1 ansetzen. Die massen- bzw. flächenbezogene Aktivität ergibt sich dann zu:

$$A_{Ri} = \frac{R_{\gamma i}}{Q_D(E) \cdot W \cdot G_F(E) \cdot p_{\gamma i}} \quad (2)$$

mit:

- A_{Ri} massen- bzw. flächenbezogene Aktivität des Nuklids R, berechnet anhand seiner γ -Linie i, entweder A_F in Bq/m^2 oder A_m in Bq/kg
- $R_{\gamma i}$ Peaknettozählrate im Vollenergiepeak für die γ -Linie i
- $p_{\gamma i}$ Emissionswahrscheinlichkeit für die γ -Linie i des Nuklids R

Bei der Abschätzung der Messunsicherheit der massen- bzw. flächenbezogenen Aktivität ist meistens die Unsicherheit der Geometriefunktion dominant. Im Anhang 4 sind relative Unsicherheiten der Geometrie-



funktion für verschiedene Variationsbreiten der Modellparameter aufgelistet. Es ist ersichtlich, dass diese Unsicherheiten der Geometriefunktion einen wesentlichen Einfluss auf den Kalibrierfaktor haben.

Die nuklidspezifische Ortsdosisleistung in 1 m Höhe über dem Boden ergibt sich aus den ermittelten massen- bzw. flächenbezogenen Aktivitäten, den Emissionswahrscheinlichkeiten und den Dosiskonversionsfaktoren zu:

$$\dot{H}^*(10)_R = \sum_i A_R \cdot p_{\gamma i} \cdot \left[\dot{H}^*(10)/A \right](E_i) \quad (3a)$$

mit:

$$\left[\dot{H}^*(10)/A \right](E) \quad \gamma\text{-Ortsdosisleistung als Funktion der Energie } E \text{ eines Radionuklids mit der massen- bzw. flächenbezogenen Aktivität } A, \text{ das pro Zerfall ein Gammaquant mit dieser Energie emittiert (bei Zerfallsreihen sind auch die } \gamma\text{-Linien der Folgeprodukte berücksichtigt).}$$

A_R Aktivität des Nuklids R als bester Schätzwert aller zur Auswertung verwendeten γ -Linien.

Für ein Nuklid R (ggf. mit Töchtern) ergibt sich unter Berücksichtigung aller Gammalinien und deren Emissionswahrscheinlichkeiten ein nuklidspezifischer Konversionsfaktor, mit dem sich die nuklidspezifische Ortsdosisleistung berechnet nach:

$$\dot{H}^*(10)_R = A_R \cdot \left[\dot{H}^*(10)/A \right]_R \quad (3b)$$

4.4 Messunsicherheit, Nachweis- und Erkennungsgrenzen

Zur Berechnung der Nachweis- und Erkennungsgrenzen sowie der Messunsicherheiten wird hier auf die ISO-Norm [4] verwiesen. Dort werden die Algorithmen der ISO 11929 zur Ermittlung dieser Größen dargestellt und an einem Beispiel veranschaulicht.

4.5 Ergebnisdarstellung

Zur Darstellung der Messergebnisse sind mindestens folgende Angaben pro Messort zusammenzustellen:

- alle relevanten Daten und Informationen, die bei der Messung und Auswertung verwendet wurden,
- verwendete Hard- und Software,
- verwendete Nuklidbibliothek, verwendete Kalibrierung,
- Beschreibung des Messortes und der Messfläche (mit geografischen Koordinaten, Höhe usw.),
- zur Auswertung verwendetes Verteilungsmodell,
- Nuklid, flächenspezifische oder /und massenspezifische Aktivität,
- Messzeit, Messunsicherheit, Erkennungs- und Nachweisgrenze.

Darüber hinaus können die Ergebnisse um nuklidspezifische Angaben zur Umgebungs-Äquivalentdosis ergänzt werden. Ein Beispiel für die Messergebnisdarstellung findet sich im Anhang 5.



5 Beurteilung des Verfahrens, Qualitätssicherung

5.1 Beurteilung des Messverfahrens

Laboranalysen von Bodenproben sind aufwendig und zeitraubend. Hingegen weist die direkte In-situ-Messung gegenüber der Probenentnahme mit anschließender Auswertung im Labor für bestimmte Anwendungen gewichtige Vorteile auf:

- Mittelung der Aktivitätskonzentration über eine Fläche von $> 100 \text{ m}^2$ (bei Labormessungen können wegen Inhomogenität der Aktivitätsverteilung im Boden Ausreißer bei den Messwerten auftreten);
- Repräsentativität der Messung, insbesondere bei Störfällen mit reiner Oberflächenkontamination, da der Erdboden nicht durch eine Probenaufbereitung (Sieben, Trocknen, Entfernen von Wurzeln, Steinen etc.) verfälscht wird;
- bei der Messung von Edelgasen in der Luft (z. B. Xe und Kr aus der Abluftfahne eines Kernkraftwerkes) sind bekannte Alternativverfahren recht arbeits- und zeitaufwendige Labormethoden.

Die Genauigkeit des Verfahrens wird dadurch eingeschränkt, dass gewisse für die Rechenmodelle notwendige Annahmen nicht immer erfüllt sind.

- Will man belastbare quantitative Ergebnisse erhalten, müssen die räumliche Aktivitätsverteilung, Vorbelastungen und Abschirmschichtdicken aus früheren Messungen bekannt sein. Inhomogenität (z. B. bei belasteten Altstandorten, Deponien usw.) führt zwangsläufig zu fehlerhaften Ergebnissen.
- Bei Bodenmessungen sind die standortspezifischen Parameter wie Dichte und nuklidspezifische Relaxationslängen sowie der Bodenbearbeitungszustand zumeist nicht oder nur unvollständig bekannt.
- Die Verteilung der verschiedenen Nuklide im Boden ist a priori nicht bekannt, sie muss abgeschätzt oder anhand von Erdbodenproben aus verschiedenen Schichten mittels Labormessungen bestimmt werden; die beiden Extremfälle sind homogene Aktivitätsverteilung im Boden ($\rho/\alpha = \infty$) und reine Oberflächenkontamination ($\rho/\alpha \approx 0$); diese Fälle sind bei Auswertung und Kalibrierung einfacher zu behandeln als der in der Regel dazwischen liegende reale Fall, der die Bestimmung der Aktivitätsabnahme mit der Tiefe (Parameter ρ/α) für die genaue Interpretation der Messung voraussetzt.
- Annahmen über die Form dieser Verteilung (z. B. exponentielle Abnahme mit der Tiefe) liegen bereits dem für die Kalibrierung verwendeten mathematischen Modell zugrunde.
- In die Kalibrierung gehen Annahmen über die Gamma-Schwächungskoeffizienten von Boden und Luft ein, ebenso über die Bodenzusammensetzung wie auch über den Wassergehalt.

Trotz der aus den genannten Gründen beschränkten Aussagegenauigkeit des Verfahrens ist die Methode der In-situ-Gammaspektrometrie ein rasches und wirkungsvolles Hilfsmittel, die Aktivitätskonzentration der einzelnen Nuklide und die daraus resultierende Dosisleistung direkt vor Ort zu ermitteln. Dies gilt insbesondere bei frischem Fallout, der lediglich auf der Bodenoberfläche abgelagert ist, oder bei der Messung von Edelgasen in der Luft, wo die Aktivität im Boden keine Rolle spielt.

5.2 Qualitätssicherung

Zur Qualitätssicherung gammaspektrometrischer In-situ-Messungen sind als interne Maßnahmen mindestens durchzuführen:

- vor jedem Messeinsatz die Überprüfung der Funktionstüchtigkeit aller Baugruppen des Spektrometers und die Überprüfung der Energiekalibrierung, des Auflösungsvermögens und der Detektor-Response sowie



- zweimal pro Jahr die Überprüfung der Funktionstüchtigkeit des gesamten Verfahrens einschließlich Auswertesoftware an einem Standardobjekt (Referenzfläche).

Als externe Maßnahme für die Qualitätssicherung empfiehlt sich die Teilnahme an Messvergleichen, die meist im internationalen Maßstab von verschiedenen nationalen Behörden organisiert werden.

6 Praktische Erfahrungen und Einflussgrößen

6.1 Erfahrungen aus der Schweiz

In der Schweiz werden alle zwei Jahre Vergleichsmessungen zwischen den In-situ-Gammaspektrometrie-Messteams durchgeführt, die solche Messungen im Routinebetrieb durchführen. Die Unterschiede in den Resultaten wurden in den letzten Jahren systematisch untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass durch die bei der Auswertung verwendeten Faktoren große Unterschiede entstehen können. Insbesondere konnten Differenzen in den verwendeten Emissionswahrscheinlichkeiten gegenüber verwendeten Referenzdaten aus [11] und bei den Dosisleistungskonversionsfaktoren festgestellt werden. Zudem wird auch die Aktivität von Tl-208 unterschiedlich ausgewiesen: die einen rapportieren die eigentliche Tl-208 Aktivität, die anderen geben die Gleichgewichts-Aktivität in der Th-Reihe an. Dies führt automatisch zu Abweichungen um den Faktor 3.

Bei den Dosisleistungskonversionsfaktoren entstand die Unsicherheit durch den Wechsel von Kerma in Luft zu Umgebungäquivalentdosis $H^*(10)$. Da es lange Zeit keine offiziellen Umrechnungsfaktoren gab, versuchte jedes Messteam die entsprechenden Faktoren selber herzuleiten. Um diese Probleme anzugehen, wurde die Expertengruppe Dosimetrie der Kommission für Strahlenschutz in der Schweiz (KSR) gebeten, eine Empfehlung zu den zu verwendenden Emissionswahrscheinlichkeiten und Umrechnungsfaktoren herauszugeben. Diese Empfehlung [10] wurde im Januar 2010 publiziert und wird auch in die neue ISO-Norm zur In-situ-Gammaspektrometrie [4] einfließen.

Die Vergleichsmessungen unter den vier schweizerischen In-situ-Messteams sind sehr wertvoll und ermöglichen den fachlichen Erfahrungsaustausch. Eine kritische Bewertung der Messresultate bildet dabei die Basis für die laufende Qualitätssicherung des Messverfahrens.

Die Kontrolle dieser Kalibrierung (für den Fall der homogenen Aktivitätsverteilung im Erdboden) erfolgt durch Labormessungen an Erdbodenproben, die an den In-situ-Messstandorten erhoben wurden.

6.2 Erfahrungen bei der Kerntechnische Hilfsdienst Gesellschaft

Die Kerntechnische Hilfsdienst Gesellschaft (KHG) führt seit 1994 an 6 Kernkraftwerksstandorten In-situ-Messungen im Rahmen der REI durch. Da bei diesen Messfahrten jeder Messort nur im Abstand von einigen Jahren angefahren wird, ist die Wiederauffindbarkeit der Messorte von besonderer Wichtigkeit. Aus diesem Grund wird der normalen Dokumentation mit Lagebeschreibung und Kartendarstellung eine genaue Bezeichnung des In-situ-Messpunktes mit Fotografie und GPS-Daten hinzugefügt. Um eine genaue Ortsbestimmung zu erleichtern verwendet die KHG topographische Karten 1:50000 auf DVD mit eigens anhand der Messpunkt-Koordinaten erstellten Overlays.

Da trotz der gründlichen Dokumentation die Ortsungenauigkeit beim Wiederfinden des Messpunktes noch ca. 20 Meter beträgt, sind bei der KHG im Rahmen einer Studienarbeit für die Berufsakademie Karlsruhe Vergleichsmessungen zur Bestimmung der Ortsabhängigkeit der Messergebnisse in o. g. Bereich durchgeführt worden [15]. Es konnte gezeigt werden, dass bereits ein Abweichen von 10 Meter vom ursprünglichen Messort zu einem bis zu 15 % (Mittelwert 8 %) abweichenden Messwert führen kann.

Bei Messungen im Störfall spielt dieser Effekt gemessen an Unsicherheiten anderer Parameter nur eine untergeordnete Rolle. Für Messungen im Rahmen von radioökologischen Studien kann allerdings die Ortsab-



hängigkeit bedeutsam werden und korrespondierende Messunterschiede sollten durch exakte Ortsbestimmung eliminiert werden.

Bei charakterisierten HPGe-Detektoren ist es empfehlenswert, eine mathematisch errechnete Detektor-Response zu verwenden. Dabei können verschiedene Bodendichten und Eindringtiefen modelliert werden.

6.3 Erfahrungen beim Deutschen Wetterdienst

An den 38 Radioaktivitäts-Messstationen des Deutschen Wetterdienstes werden im Messfeld der jeweiligen Wetterwarte kontinuierlich In-situ-Gammaspektrometrie-Messungen durchgeführt. Bis Ende 2012 werden die In-situ-Gammaspektrometriesysteme dauerhaft in den Messhütten im Messfeld für kontinuierliche Messungen eingesetzt. Der Detektor wird elektrisch gekühlt. Insgesamt wird die Messhütte klimatisiert, um die Wärmeabgabe der Geräte und die schwankenden Außentemperaturen auszugleichen.

In unmittelbarer Nähe zu dem Standort der Messhütte befindet sich die Messsonde zur Erfassung der Gamma-Ortsdosisleistung (ODL-Messnetz des BfS), eine Probenentnahmestelle für den Niederschlag und die Messstelle für die schwebstoffgebundene Radioaktivität.

Zwischen 2000 und 2011 wurden die Messgeräte monatlich in die Messhütte verbracht, um eine Testmessung vorzunehmen. Diese Testeinsätze zeigten Ausfallraten bis zu 20 %, allerdings konnten die Messsysteme durch fernmündliche Unterstützung meist binnen Stunden in Betrieb genommen werden.

Die nuklidspezifisch gemessenen Dosisleistungen werden in Depositionswerte [Bq/m^2] umgerechnet. Dieser Berechnung liegt wahlweise die Annahme einer reinen Flächenbelegung (trockene Deposition) oder einer exponentiellen Verteilung im Boden (nasse Deposition) zugrunde. Die solcherart errechneten Werte geben nicht die realen Bedingungen wieder, da K-40 homogen im Boden verteilt ist und Cs-137 in Abhängigkeit der Bodenbeschaffenheit bereits einige Zentimeter in das Erdreich migriert ist. Bei frischer Kontamination allerdings kann somit der ortsspezifische Zahlenwert pro Nuklid vom aktuellen Messwert abgezogen werden.

Vor jedem Messeinsatz wird eine Energie-Kalibrierung mit den Linien eines Eu-152 Präparats durchgeführt. Der Vergleich mit den Messwerten für K-40 und Cs-137 aus den vorangegangenen Messungen sowie die Statusinformationen über die Halbwertsbreiten bei 121 keV und 1408 keV (Eu-152-Präparat) lassen Aussagen über die Qualität der Messungen zu (Plausibilitätskontrolle).

Folgende Einflüsse sollten bedacht werden:

- Bei temperaturempfindlichen Verstärkern sollte vor jeder Messung eine Energiekalibrierung zur Kontrolle vorgenommen werden. Bei der sich direkt anschließenden Messung sollte K-40 oder Cs-137 gefunden werden, andernfalls müssen die Kalibrierung und die Messung wiederholt werden.
- Sehr starke Geräuschquellen während der Kalibrierung oder Messung sollten ausgeschlossen werden, da durch Mikrophonie-Effekte des Detektors Störsignale erfasst werden können.
- Trotz höherer Kosten für den Verbrauch an flüssigem Stickstoff ist eine permanente Kühlung des Detektors zu empfehlen. Eine Verschlechterung des Vakuums durch die häufigen Aufwärm- und Kühlungsphasen und damit eine längere Kühlzeit bis zum Erreichen stabiler Verhältnisse ist nicht auszuschließen. Bei schlechter werdendem Vakuum muss zudem ein höherer Stickstoffverbrauch einkalkuliert werden.

6.4 Einflussgrößen

Maßgeblichen Einfluss auf die korrekte Bestimmung von massen- oder flächenbezogenen Aktivitäten hat der Parameter Relaxationslänge respektive die Relaxationsmassenflächendichte. Da die tatsächliche Bestimmung dieses Parameters für einen Messort enormen Aufwand mit sich bringt, sind gemessene Tiefenverteilungen recht selten publiziert. Kann man in aller Regel für die natürlichen Radionuklide bei gewachsenen Böden homogene Verteilung unterstellen und für frische Kontaminationen (sowie das natürliche Be-7) je



nachdem, ob die Deposition nass oder trocken stattfand, guten Gewissens Erfahrungswerte benutzen, so ist man für alte Kontaminationen wie z. B. Cs-137 aus dem Kernwaffen-Fallout und dem Reaktorunfall von Tschernobyl, aber auch z. B. für das natürliche Pb-210 auf (möglichst sinnvolle) Annahmen angewiesen. Im Anhang 1 sind deshalb in Tabelle 6 für das wichtige Cs-137 einige Werte zusammengetragen.

Obwohl hier die In-situ-Gammaspektrometrie nicht zur Messung der Luftaktivitätskonzentration im Störfall empfohlen wird, kann dies im tatsächlichen Störfall eine wichtige Einfluss- bzw. Störgröße sein. Die Tabelle 5 enthält deshalb für einige wichtige Radionuklide Geometriefaktoren zur Bestimmung einer homogenen Luftaktivitätskonzentration bzw. zum Abschätzen des Störeinflusses einer solchen.

7 Literatur

- [1] Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz) - StVG), 19.12.1986, Bundesgesetzblatt 1986, I, S. 2610 zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 8. April 2008 (BGBl. I S. 686)
- [2] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS) vom 13. Dezember 2006
- [3] Richtlinie für Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) vom 07.12.2005; GMBI. Nr. 14-17 vom 23.03.2006, S. 254
- [4] ISO 18589-7: "Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 7: In situ gamma spectrometry for nuclide specific determination of activity in soil", (z. Zt. ISO/CD 18589-7 Dez. 2011)
- [5] Gamma-Ray Spectrometry in the Environment, ICRU-Report 53, 1994
- [6] Winkelmann et al., "Rapid Determination of Soil Contamination by Helicopter Gamma Ray Spectrometry", IAEA-Symposium „environmental contamination following a major nuclear accident“, 1989, Wien
- [7] G. Dersch, H. Mundschenk, „Ein mobiles In-situ-Messsystem zur gammaspektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Oberflächengewässern“, Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 37, 1993, Heft 1/2, S. 18-23
- [8] I. Winkelmann, W.Haimerl, J.Wutz, "Nuklidspezifische Messungen der Ortsdosisleistung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen", ISH-Bericht 12; Bundesgesundheitsamt, Neuherberg 1982
- [9] C. V. Gogolak, "Calibration of a Ge(Li)-Spectrometer for In Situ Measurements"; ISH-Bericht 6, Bundesgesundheitsamt, Neuherberg (1982)
- [10] Eidgenössische Commission of Radiation Protection and Monitoring Radioactivity, "recommondation concerning the use of the factor $h^*(10)$ by measuring of ambient dose equivalent rate $H^*(10)$ with situ gamma spectrometry", Bern (25. Januar 2010)
- [11] Referenz-Nuklid-Datenbanken im Internet, <http://nucleus.iaea.org>; <http://www.nucleide.org>
- [12] H. L. Beck, J. DeCampo, C. V. Gogolak, "in situ Ge(Li) and NaI(Tl) Gamma-Ray Spectrometry", HASL-Report 258; New York (1972)
- [13] Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kerntechnischer Anlagen, GMBI. Nr 62/63 vom 19.12.2008, S. 1277ff
- [14] Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen - Loseblattsammlung, Herausgeber BMU, Gustav Fischer Verlag Stuttgart 1992 (Stand 01.10.2000), aktuell: <http://www.bmu.de>
- [15] Parameterstudie über die Ortsabhängigkeit bei Kontaminationsmessungen mit Hilfe der In-situ-Gammaspektrometrie, Studienarbeit Poleschenski, BA Karlsruhe 1997
- [16] M. Lemercier, R. Gurriaran, P. Bouisset, X. Cagnat, "Specific activity to $H^*(10)$ conversion Coefficients for in situ gamma spectrometry", Radiation Protection Dosimetry 2008 128(1):83-89
- [17] C. Murith, „20 Jahre wissenschaftliche Erkenntnisse nach dem Reaktorunfall Tschernobyl: In situ Gamma Spektrometrie“, Bundesamt für Gesundheit, Strahlenschutz, 3003 Bern



8 Anhang 1: Tabellen zur Berechnung der massen- bzw. flächenbezogenen Aktivität und der Ortsdosisleistung

Tabelle 1: Geometriefaktoren in 1 m Höhe über dem Boden für die angegebenen Energien [5] ¹⁾

E_γ	Aktivitätsverteilung im Boden, Parameter Relaxationsmassenflächendichte in kg/m ²					
	Oberfläche	exponentiell				homogen
	$\rho/\alpha = 0$	$\rho/\alpha = 3$	$\rho/\alpha = 10$	$\rho/\alpha = 100$	$\rho/\alpha = 500$	$\rho/\alpha = \infty$
keV	$m^2 \cdot s^{-1} / Bq \cdot m^{-2}$					$m^2 \cdot s^{-1} / Bq \cdot kg^{-1}$
50	1,69	1,00	0,61	0,12	0,027	
100	1,72	1,19	0,82	0,21	0,052	
150	1,77	1,27	0,89	0,25	0,062	
200	1,82	1,31	0,94	0,27	0,069	
239						39,9
300	1,90	1,39	1,01	0,30	0,08	
352						46,3
500	2,01	1,49	1,10	0,36	0,097	
609						58,6
662	2,05	1,54	1,15	0,39	0,11	
727						63,7
911						71,0
1001	2,15	1,64	1,24	0,44	0,13	
1461	2,24	1,73	1,33	0,50	0,15	
2000	2,32	1,81	1,41	0,56	0,18	
2615						123,1
3000	2,42	1,91	1,50	0,63	0,21	

Tabelle 2: Konversionsfaktoren [$H^*(10) / A$] für die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung [16] in 1 m Höhe über dem Boden für die angegebenen Energien und Aktivitätsverteilungen ¹⁾

E_γ	Aktivitätsverteilung im Boden, Parameter Relaxationsmassenflächendichte in kg/m ²					
	Oberfläche	exponentiell				homogen
	$\rho/\alpha = 0$	$\rho/\alpha = 3$	$\rho/\alpha = 10$	$\rho/\alpha = 100$	$\rho/\alpha = 500$	$\rho/\alpha = \infty$
keV	$nSv \cdot h^{-1} / Bq \cdot m^{-2}$					$nSv \cdot h^{-1} / Bq \cdot kg^{-1}$
50	4,9E-04	3,4E-04	2,4E-04	5,4E-05	1,3E-05	6,6E-03
100	6,7E-04	5,5E-04	4,4E-04	1,6E-04	4,6E-05	2,5E-02
150	9,7E-04	8,0E-04	6,5E-04	2,7E-04	8,1E-05	4,5E-02
200	1,3E-03	1,1E-03	8,6E-04	3,7E-04	1,1E-04	6,6E-02
250	1,6E-03	1,3E-03	1,1E-03	4,6E-04	1,5E-04	8,5E-02
364	2,2E-03	1,8E-03	1,5E-03	6,4E-04	2,1E-04	1,2E-01
500	2,9E-03	2,4E-03	1,9E-03	8,6E-04	2,9E-04	1,7E-01
662	3,6E-03	3,0E-03	2,4E-03	1,1E-03	3,7E-04	2,2E-01
750	4,1E-03	3,4E-03	2,6E-03	1,2E-03	4,1E-04	2,5E-01
1000	5,1E-03	4,2E-03	3,4E-03	1,5E-03	5,3E-04	3,4E-01
1173	5,7E-03	4,7E-03	3,8E-03	1,7E-03	6,1E-04	3,9E-01
1333	5,9E-03	4,9E-03	4,0E-03	1,8E-03	6,5E-04	4,1E-01
1460	6,4E-03	5,2E-03	4,3E-03	1,9E-03	6,9E-04	4,4E-01
2004	6,8E-03	5,5E-03	4,6E-03	2,1E-03	7,5E-04	4,8E-01
2250	7,8E-03	6,4E-03	5,3E-03	2,4E-03	8,9E-04	5,8E-01
2500	8,6E-03	7,1E-03	5,7E-03	2,7E-03	1,0E-03	6,6E-01

¹⁾ für ein Radionuklid, das pro Zerfall ein γ -Quant mit dieser Energie emittiert



LOSEBLATTSAMMLUNG FS-78-15-AKU
EMPFEHLUNGEN ZUR ÜBERWACHUNG
DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT

Blatt: 3.4.5

Seite: 16 von 23

Stand: August 2012

Tabelle 3: Detektorresponse, Geometriefaktor [5] und Dosisleistungskonversionsfaktoren [16] [10] bei typischer Verteilung im Boden

Nuklid	E_γ	p_γ	Q_D ¹⁾	ρ/α	$p_\gamma \cdot G_F$	$\dot{\Sigma H}^*(10)/A$ ²⁾
	keV		cm ²		m ⁻² ·s ⁻¹ / Bq·kg ⁻¹	nSv·h ⁻¹ / Bq·kg ⁻¹
U/Ra-Reihe						0,553
Pa-234m	1001	0,0085	2,90	∞ (homogen)	0,63	
Pb-214	352	0,356	7,43		17,1	
Bi-214	609	0,455	4,44		27,5	
Th-Reihe						0,749
Ac-228	911	0,262	3,14	∞ (homogen)	20,6	
Pb-212	239	0,436	10,9		17,3	
Bi-212	727	0,066	3,81		4,30	
Tl-208 ³⁾	583	0,306	4,61		17,6	
K-40	1461	0,106	2,09	∞ (homogen)	9,71	0,051
					m ⁻² ·s ⁻¹ / Bq·m ⁻²	nSv·h ⁻¹ / Bq·m ⁻²
Be-7 ⁴⁾	477	0,104	5,53	10 kg·m ⁻²	0,10	1,9E-03
Cs-137 ⁵⁾	662	0,850	4,13	200 kg·m ⁻²	0,20	6,1E-04

¹⁾ gemessene Detektorresponse eines 20%-HPGe-Detektors (ORTEC GEM 15180)

²⁾ Die Werte $\dot{\Sigma H}^*(10)/A$ berücksichtigen alle γ -Linien inklusive der Folgeprodukte

³⁾ bei der Emissionswahrscheinlichkeit ist das Verzweungsverhältnis von 36 % bereits berücksichtigt

⁴⁾ gemessene Tiefenverteilung für Be-7, feuchte Deposition

⁵⁾ gemessene Tiefenverteilung für Cs-137 (2010)

Tabelle 4: Detektorresponse, Geometriefaktor [5] und Dosisleistungskonversionsfaktoren [10] nach feuchter Deposition auf dem Erdboden ($\rho/\alpha = 10 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$)

Nuklid	E_γ	p_γ	Q_D ¹⁾	G_F	$\dot{\Sigma H}^*(10)/A$ ²⁾
	keV		cm ²	m ⁻² ·s ⁻¹ / Bq·m ⁻²	nSv·h ⁻¹ / kBq·m ⁻²
Co-60	1332,5	1,000	2,57	1,30	8,1
Zn-65	1115,5	0,507	2,70	0,64	1,9
Ru-103	497,1	0,895	5,58	0,98	1,5
Ru-106	621,8	0,099	4,59	0,11	0,6
Sb-125	427,9	0,294	6,41	0,31	1,6
I-131	364,5	0,816	7,39	0,84	1,5
I-132	772,6	0,764	3,78	0,90	6,7
Cs-134	604,7	0,976	4,69	1,10	5,6
Cs-137	661,6	0,852	4,33	1,03	2,1
La-140	1596,2	0,954	1,92	1,29	7,4

¹⁾ gemessene Detektorresponse eines 20%-Ge(HP) Detektors (ORTEC GEM 15180)

²⁾ Die Werte $\dot{\Sigma H}^*(10)/A$ berücksichtigen alle γ -Linien der entsprechenden Nuklide, inklusive der Folgeprodukte



LOSEBLATTSAMMLUNG FS-78-15-AKU
EMPFEHLUNGEN ZUR ÜBERWACHUNG
DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT

Blatt: 3.4.5

Seite: 17 von 23

Stand: August 2012

Tabelle 5: Geometriefaktor und Kermaleistungs-Konversionsfaktoren [5] bei homogener Luft-Aktivitätskonzentration (ρ (Luft) = 1,2 kg·m⁻³)

Nuklid	E _γ	P _γ	G _F ¹⁾	$\dot{K} / A^{1)}$
	keV		cm ⁻² ·s ⁻¹ / Bq·m ⁻³	nGy·h ⁻¹ / Bq·m ⁻³
Co-60	1173,2	0,999	7,8E-03	5,9E-01
Zn-65	1115,5	0,507	3,6E-03	1,4E-01
Ru-103	497,1	0,895	4,5E-03	1,1E-01
Ru-106	621,8	0,099	5,4E-04	4,8E-02
Sb-125	427,9	0,294	1,4E-03	1,0E-01
I-131	364,5	0,816	3,6E-03	8,7E-02
I-132	772,6	0,764	4,6E-03	5,3E-01
Cs-134	604,7	0,976	5,3E-03	3,6E-01
Cs-137	661,6	0,852	5,1E-03	1,4E-01
La-140	1596,2	0,954	8,2E-03	5,4E-01

¹⁾ in 1 m Höhe im Zentrum einer unendlich ausgedehnten Halbkugel unter Berücksichtigung der Absorption in der Luft

Tabelle 6: Zeitreihe gemessener Relaxationsmassenflächendichten für Cs-137

Jahr	Schweiz	Deutschland ¹⁾	Quelle
	ρ/α (Cs-137) in kg/m ²		
1986	10 ... 20	10 ... 100	[17]
1988	40		[17], Jacob et.al. 1994
1990	60		[17]
1992	70		[17]
1994	75		[17]
1996	80		[17]
1998	100		[17]
2000	120	[17]	
2002	120	[17]	
2004	120	230	[17], Kaden 2004
2006	150		[17]
2008		170 ... 210	[17], Kaden 2008
2010		210	[17], Kaden 2010

¹⁾ an unterschiedlichen Messpunkten ermittelt



9 Anhang 2: Beispiel einer Ausrüstungsliste für die In-situ-Gammaspektrometrie

- a) Detektor
HPGe-Detektor 15-20% rel. Nachweiswahrscheinlichkeit (mit Dewar für 5-7 L Flüssigstickstoff oder elektrische Kühlung), Verhältnis Länge / Durchmesser des Kristalls möglichst $1,0 \pm 0,1$ wegen weitest gehender Winkelunabhängigkeit
Verbindungskabel zum VKA
Dreibeinstativ (oder Karre mit ausreichend großen Rädern)
- b) Vielkanalanalysator-System
Verstärker-/Auswerteeinheit
Verbindungskabel zum Rechner, besser Funk- oder WLAN-Interface
Adapterkabel
geladene Akkus
220V-Netzladegerät
- c) PC-System
Notebook mit WLAN und USB
12 V-KFZ-Adapter
220 V-Netzladegerät
USB-Stick
- d) optional Drucker-System
Drucker (ggf. Akkus geladen)
Verbindungskabel oder WLAN-Interface
Papier, Tintenpatronen
220 V-Netzladegerät
Ersatzpatrone
- e) Schriftliche Unterlagen
Bedienungsanleitungen für alle Systeme
Verfahrensanleitung mit Nukliddaten und Kalibrierdaten
Kalibrierstrahler (Zertifikate, ggf. Beförderungspapiere)
Messortbeschreibungen
Straßenkarten
Topographische Karten
Messprogramm
Erfassungsbogen für Messwerte

Zusatzausrüstung

- GPS-Gerät, möglichst mit USB-Schnittstelle
- ggf. Vorrats-Dewar für Flüssigstickstoff
- Reserveakku
- Kontaminationsschutz
- Regenschutz
- Büromaterial
- Stromerzeuger, Kabelrolle



10 Anhang 3: Beispiel einer Bedienungsanleitung für die In-situ-Gammaskpektrometrie

1. Aufbau der Stromversorgung, falls nötig

- Stromaggregat aufbauen (Kraftstoff prüfen, entfällt bei Geräten mit Akku-Betrieb) und starten: Benzinhahn und Tankentlüftung öffnen, Zündung einschalten, Choke ggf. stellen, Starterzug ziehen, Choke nach ca.30 s langsam zurückstellen
- Einspeisung 230 V vom Aggregat zum Fahrzeug herstellen

2. Aufbau des Detektors und Inbetriebnahme des Spektrometers

- Standort des Detektors festlegen / einmessen
- Ortsdosisleistung am Messort bestimmen, darf maximal (einige) 10 μ Sv/h betragen, da Empfindlichkeit des Detektionssystems ca. 2 kIps pro μ Sv/h beträgt (für 15 % p-type-HPGe)
- Stativ aufstellen, Windstärke beachten, bei Regen Foliensack Detektor / VKA stülpen
- Detektor einhängen, Entfernung Detektorendkappe - Erdoberfläche 1 m einstellen
- Kabel- oder Funkverbindung herstellen
- Kontrolle der Messparameter, falls nicht automatisch eingestellt: Hochspannung, Verstärkung, Betriebsspannung und Hochspannung einschalten
- PC starten; ggf. Dongle anstecken, ggf. Druckerverbindung herstellen, Software starten

3. Messung und Auswertung

- Kennung der Messung: z. B. M-1-101-16.11.09-15:30 (s. a. LB 3.2.7)
(d. h. hier: Messung Sektor1, Messpunkt 101, am 16.11.2009, 15:30)
- Messparameter: 1800 s Messzeit, Messpunktbeschreibung, Wetter, Detektorhöhe etc.
- Nuklidverteilung wählen: künstliche RN -> Oberflächenverteilung (StandardEinstellung)
natürliche RN -> homogene Verteilung
- Messung starten, Spektrenakkumulation beobachten, Energiekalibrierung / Auflösung prüfen, ggf korrigieren durch
 - a) hardwaremäßige Änderung der Verstärkung Energiekalibrierung oder
 - b) neue softwaremäßige Energiekalibrierung
- nach Stopp der Messung In-situ-Nuklid-Bibliothek und In-situ-Kalibrierung auswählen, Spektrenauswertung entweder automatisch oder manuell

4. Ausdruck des In-situ-Reports und Interpretation der Ergebnisse

- Ausdruck des Reports
- Vergleich der Ergebnisse mit den folgenden Werten:

Nachweisgrenzen (NWG) für	Co-60	100 Bq/m ² (Oberflächen -Verteilung)
	Cs-137	400 Bq/m ² (Oberflächen-Verteilung)
	K-40	50 Bq/kg (homogene Verteilung)
[erforderliche NWG lt. REI (Co-60):		200 Bq/m ²]

5. Messende

nach Beendigung der Messung abbauen; Geräte und insbesondere Kabel so verpacken, dass der Messwagen nicht kontaminiert wird (keine Verschleppung von Aktivität!)



11 Anhang 4: Auswirkung der Variation der Einflussgrößen

a) Berechnung der flächenbezogenen Aktivität A_F des Nuklides R 0

$$A_F = \varphi_R \cdot R_i \tag{A2.1}$$

mit
$$\varphi_{Ri} = \frac{1}{Q_D(E_i) \cdot W(E_i) \cdot G_F(E_i) \cdot p_{\gamma i}} \tag{A2.2}$$

wobei φ_{Ri} Kalibrierfaktor für das Nuklid R, bestimmt über seine Gammalinie i,
 R_i Nettozählrate im Vollenergiepeak der Gammalinie i
 $Q_D(E_i)$ Detektor-Response für die Energie der Gammalinie i
 $W(E_i)$ Winkelkorrekturfaktor für die Energie der Gammalinie i
 $G_F(E_i)$ Geometriefaktor für die Energie der Gammalinie i
 $p_{\gamma i}$ Gamma-Emissionswahrscheinlichkeit für die Gammalinie i

b) Relative Unsicherheiten bei der Berechnung der flächen- bzw. volumenbezogenen Aktivität des Bodens bei Variation der Modellparameter für die Geometriefunktion 0:

Relaxationslänge = 1 cm
 Bodendichte = 1 g / cm³
 Messhöhe = 1 m

Parameter	angenommene Variationsbreite	rel. Änderung (%) für	
		Cs-137 (662 keV)	Te-132 (228 keV)
Relaxationslänge	± 1 cm	-20 / + 80 %	-25 / + 90 %
Bodendichte	± 0,5 g/cm ³	- 15 / + 20 %	-15 / + 25 %
Bodenfeuchte	± 10 %	< ± 1 %	< ± 1 %
Messhöhe	± 10 cm	< ± 1 %	± 1 %

c) weitere relative Fehlereinflüsse für die Geometriefunktion

Parameter	Angenommene Variationsbreite	rel. Änderung (%) für Cs-137 (662 keV)
Schneebedeckung	+ 20 cm	- 50 %
Neigung der Detektorachse gegen Messflächennormale	5 °	- 20 %

d) typische relative Unsicherheiten für andere Komponenten des Kalibrierfaktors

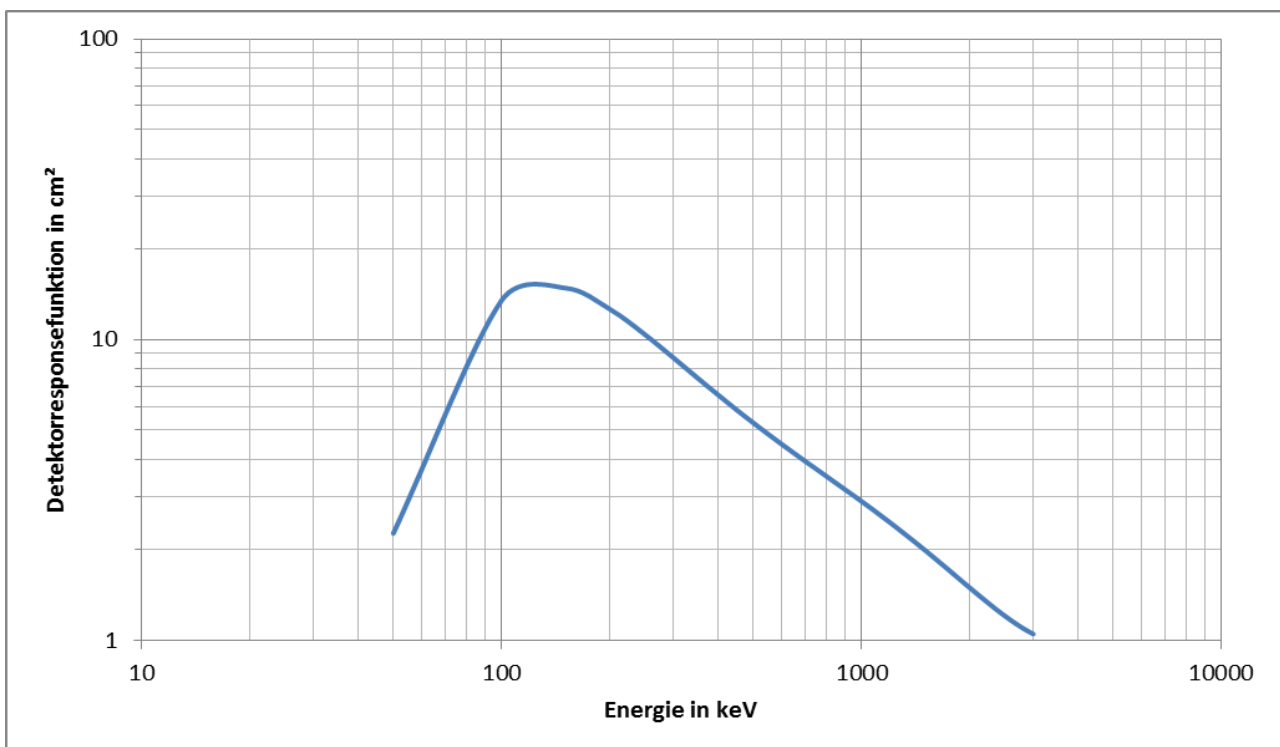
Detektor-Response: 3 ... 5 %
 Emissionswahrscheinlichkeit: < 1 %

12 Anhang 5: Berechnungsbeispiel: In-situ-Gammaspektrometrie eines Weidebodens

a) Kalibrierung

Die Abbildung zeigt die Response eines 15% p-type HPGe-Detektors, gemessen mittels Eu-152-Punktquelle in 1 m Abstand. Es wird unterstellt, dass aufgrund der Kristallabmessungen des Detektors (Länge / Durchmesser = $1,0 \pm 0,1$) keine Winkelkorrektur nötig ist ($W = 1$).

Mittels dieser Kalibrierung wurde nach (1) folgende Detektorresponsefunktion bestimmt, die typisch für Detektoren dieser Größe ist:



b) Messergebnisse:

Es handelt sich um die Messung eines Weidebodens. Neben K-40 und den Nukliden der U/Ra- sowie der Th-Reihe wurden im Spektrum Cs-137 (alte Kontamination, Tschernobyl und Kernwaffenfallout) und Be-7 (natürlich, feuchte Deposition) identifiziert.

Parameter (Herkunft)	Cs-137 (662 keV)	K-40 (1461 keV)
Messzeit t_M (Messung)		1800 s
Detektorhöhe h		1,0 m
Peaknettoimpulszahl N (Messung)	408	1255
Emissionswahrscheinlichkeit (Tab. 1, 3)	0,85	0,106
Detektor-Response (Kalibrierung)	4,1 cm ²	2,0 cm ²
Verteilungsmodell (Annahme)	exponentiell	homogen
Relaxationsmassenflächendichte (Annahme)	100 kg/m ² a	∞
Geometriefaktor (Tab. 1, 3)	0,39 m ² ·s ⁻¹ / Bq·m ⁻²	91,5 m ² ·s ⁻¹ / Bq·kg ⁻¹
Winkelkorrektionsfaktor	1	1
Konversionsfaktoren $\Sigma \dot{H}^*(10)/A$ (Tab. 2,3)	0,0011 nSv·h ⁻¹ / Bq·m ⁻²	0,051 nSv·h ⁻¹ / Bq·kg ⁻¹



Beispielhaft soll die Aktivität von Cs-137 (es wird exponentielle Tiefenverteilung mit einer Relaxationsmassenflächendichte mit 100 kg/m² angenommen) und K-40 (natürliche homogene Tiefenverteilung) berechnet werden, die obige Tabelle zeigt die Ausgangsdaten:

c) Berechnung der bezogenen Aktivität:

Nach (2) ergeben sich die spezifische Aktivität für das homogen verteilte K-40 sowie die auf die Oberfläche projizierte flächenbezogene Aktivität für Cs-137) mit $R = N / t_M$ zu:

$$A_{M,K-40} = \frac{N_{\gamma i}}{t_m \cdot Q_D(E) \cdot W \cdot G_F(M, E) \cdot p_{\gamma Ri}} = \frac{1255 \cdot m^2 \cdot s \cdot Bq}{1800s \cdot 2,0 \cdot 10^{-4} m^2 \cdot 1 \cdot 91,5 \cdot kg \cdot 0,106} = 359 \frac{Bq}{kg}$$

$$A_{F,Cs-137} = \frac{N_{\gamma i}}{t_m \cdot Q_D(E) \cdot W \cdot G_F(F, E) \cdot p_{\gamma Ri}} = \frac{408 \cdot m^2 \cdot s \cdot Bq}{1800s \cdot 4,1 \cdot 10^{-4} m^2 \cdot 1 \cdot 0,39 \cdot m^2 \cdot 0,85} = 1,67 \frac{kBq}{m^2}$$

d) Berechnung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistung:

Die nuklidspezifische Ortsdosisleistung ergibt sich als Umgebungs-Äquivalent-Dosisleistung $H^*(10)$ berechnet sich nach (3b) mit den Werten aus Tab. 3 zu:

$$H^*(10)_{K-40} = A_{K-40} \cdot [H^*(10)/A]_{K-40} = \frac{359 Bq \cdot 0,051 \cdot nSv \cdot kg}{kg \cdot h \cdot Bq} = 19 \frac{nSv}{h}$$

$$H^*(10)_{Cs-137} = A_{Cs-137} \cdot [H^*(10)/A]_{Cs-137} = \frac{1,67 \cdot 10^3 Bq \cdot 1,1 \cdot 10^{-3} \cdot nSv \cdot m^2}{m^2 \cdot h \cdot Bq} = 1,9 \frac{nSv}{h}$$

Die mittels eines Dosisleistungsmessgerätes am Ort des In-situ-Detektors gemessene integrale Ortsdosisleistung (im Beispiel ca. 85 nSv/h \pm 10%) sollte abzüglich der (von der Höhe über NN abhängigen) kosmischen Komponente von in diesem Falle ca. 30 nSv/h im Rahmen der Unsicherheiten die Summe aller aus der In-situ-Gammaspektrometrie berechneten nuklidspezifischen Ortsdosisleistungen widerspiegeln.

Im Beispiel müssen dazu mindestens noch die Beiträge der U/Ra-Reihe (ca. 11 nSv/h bei 19 Bq/kg) und der Th-Reihe (ca. 16 nSv/h bei 21 Bq/kg) berücksichtigt werden. Das außerdem gemessene Be-7 bringt nur einen vernachlässigbaren Beitrag. Damit ergibt sich unter Beachtung der möglichen Einflussfaktoren (Anhang 2) eine annehmbare Übereinstimmung.



LOSEBLATTSAMMLUNG FS-78-15-AKU
EMPFEHLUNGEN ZUR ÜBERWACHUNG
DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT

Blatt: 3.4.5

Seite: 23 von 23

Stand: August 2012

e) beispielhafte Ergebnisdarstellung (*kursive Schrift markiert Platzhalter*):

In-situ-Gammaspektrometrie

Zeitpunkt der Messung, Messpunkt,	<i>dd.MM.JJ hh:mm, Messpunktkennung</i>
Witterung	<i>sonnig, trocken, 15°C, leichter Zug aus Südwest</i>
Bearbeiter	<i>Max Mustermann</i>
zugrundeliegende Verfahrensanweisung	<i>Loses Blatt 3.4.5</i>

Hard und Software, Datenbasis:

Detektor	...
Gammaspektrometrie-Software	...
In-situ-Software	...
Nuklidbibliothek	...
Nachweiswahrscheinlichkeits-Kalibrierung	...

Positionsbestimmung mittels:

GPS	...
Bezugssystem	...
Messwert	...

integrale Ortsdosisleistungsmessung am Ort des In-situ-Detektors

Gerät	...
Messgröße	...

integrale Ortsdosisleistungsmessung am Ort des In-situ-Detektors

Parameter	Cs-137 (662 keV)	K-40 (1461 keV)
Zeitpunkt der Messung	<i>dd.MM.JJ hh:mm</i>	
Bearbeiter		
Messortbeschreibung	<i>Weideboden, Ortschaft Koordinaten, Höhe über NN</i>	
Messzeit t_M , Detektorhöhe h	1800 s 1,0 m	
Verteilungsmodell, Relaxationsmassenflächendichte	exponentiell $100 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}$	homogen, ∞
flächen- oder massenbezogene Aktivität a	$(1670 \pm 280) \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$	$(359 \pm 40) \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$
Erkennungsgrenze a^* , Nachweisgrenze $a\#$	$200 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$	$5 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$
Umgebungs-Äquivalentdosisleistung $\dot{H}^*(10)$	$(1,9 \pm 0,7) \text{ nSv} \cdot \text{h}^{-1}$	$(19 \pm 3) \text{ nSv} \cdot \text{h}^{-1}$

integrale Ortsdosisleistung :	85 nSv/h
Summe nuklidspezifischer Ortsdosisleistungen:	48 nSv/h
resultierende kosmische Ortsdosisleistung:	37 nSv/h