

# Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umwelt- radioaktivität

Erläuterungen zur Berechnung mit den  
Berechnungsgrundlagen Bergbau

Fachbereich  
Strahlenschutz und Umwelt

M. Kümmel



Bundesamt für Strahlenschutz

**BFS-SW-12/12**

Bitte beziehen Sie sich beim Zitieren dieses Dokuments immer auf folgende URN:

**urn:nbn:de:0221-201204168021**

Zur Beachtung:

**BfS-Berichte und BfS-Schriften können von den Internetseiten des Bundesamtes für Strahlenschutz unter <http://www.bfs.de> kostenlos als Volltexte heruntergeladen werden.**

Salzgitter, April 2012

# **Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umwelt- radioaktivität**

**Erläuterungen zur Berechnung mit den  
Berechnungsgrundlagen Bergbau**

**Fachbereich  
Strahlenschutz und Umwelt**

**M. Kümmel**



## **ZUSAMMENFASSUNG**

Die vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) und unter Einbeziehung externer Gutachter erarbeiteten „Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau)“ werden seit 1999 erfolgreich bei der Abschätzung der bergbaubedingten Strahlenexposition in den ostdeutschen Bergbauregionen, insbesondere bei der Sanierung des ehemaligen Uranbergbaus angewendet. 2010 wurden die Berechnungsgrundlagen - Bergbau überarbeitet und der Anwendungsbereich auf die gesamte Bundesrepublik erweitert.

Bei der Erstellung der Berechnungsgrundlagen - Bergbau wurde auf unterschiedliche Quellen zurückgegriffen. Da die Berechnungsgrundlagen - Bergbau keine Begründungen und Literaturangaben enthalten, werden in dem vorliegenden Bericht Hintergrundinformationen zu Rechenmodellen und Parametern gegeben, um deren Anwendungsgrenzen zu verdeutlichen und somit auch zur Vermeidung von Fehlern beizutragen.

## **ABSTRACT**

The „Calculation Guide for the Determination of Radiation Exposure due to Mining-caused Environmental Radioactivity“ („Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität“), briefly „Calculation Guide Mining“ („Berechnungsgrundlagen Bergbau“), prepared by the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU) in co-operation with the Federal Office for Radiation Protection (BfS) involving external experts has been applied successfully to assess radiation exposure from environmental radioactivity due to mining in the East German mining areas, particularly during remediation of the former Uranium mine, since 1999. The Calculation Guide Mining was reviewed in 2010 and its scope enlarged to encompass Germany as a whole.

The “Calculation Guide Mining” rests upon various sources referred to during preparation. However, in the absence of bibliographical references or explanatory statements in the “Calculation Guide Mining”, the present report furnishes background information on calculation models and parameters in order to clarify their limitations and thereby contribute to error prevention.

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>Vorbemerkungen .....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Erfordernis einer neuen Berechnungsvorschrift.....</b>	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>Allgemeine Grundsätze (Teil I der BglBb).....</b>	<b>12</b>
<b>3.1</b>	<b>Anwendungsbereich (Teil I., Ziff. 1 der BglBb).....</b>	<b>12</b>
3.1.1	Zur Anwendung der BglBb bei der Berechnung von Kollektivdosen .....	13
3.1.2	Zur Anwendung der BglBb in der gesamten Bundesrepublik.....	13
3.1.3	Zur Anwendung der BglBb untertage .....	14
3.1.4	Zur Anwendung der BglBb für die Nutzung kontaminierter Materialien.....	15
<b>3.2</b>	<b>Grundsätze (zu Teil I., Ziff. 2.2 der BglBb) .....</b>	<b>15</b>
3.2.1	Zur Auswahl von Szenarien, Pfaden usw. ....	15
3.2.2	Grundwasserpfad.....	16
3.2.3	„Öffnungsklausel“ .....	17
<b>3.3</b>	<b>Referenzpersonen und Einwirkungsstellen.....</b>	<b>17</b>
3.3.1	Referenzpersonen .....	18
3.3.2	Einwirkungsstellen .....	19
3.3.3	Zur radiologischen Bewertung mehrerer bergbaulicher Hinterlassenschaften (Standortbewertung) .....	20
<b>3.4</b>	<b>Expositionsszenarien und -pfade.....</b>	<b>22</b>
<b>3.5</b>	<b>Vorgaben für die Ermittlung der Strahlenexposition .....</b>	<b>26</b>
3.5.1	Expositionsszenario „Aufenthalt in Gebäuden“ .....	27
3.5.2	Expositionsszenario „Aufenthalt an unterirdischen Arbeitsplätzen“ .....	27
3.5.3	Expositionsszenario „Aufenthalt im Freien“ .....	28
3.5.4	Expositionsszenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ .....	28
3.5.5	Zur „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“ .....	31
3.5.6	„Direktingestion von Boden“ .....	35
3.5.7	Ausgangsgrößen der Expositionsrechnung.....	36
3.5.8	Zu berücksichtigende Radionuklide.....	36
<b>3.6</b>	<b>Vereinfachtes Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition .....</b>	<b>37</b>

<b>4</b>	<b>Berechnungsverfahren (Teil II der BglBb)</b> .....	<b>38</b>
<b>4.1</b>	<b>Berechnung der äußeren Strahlenexposition durch Gammastrahlung des Bodens beim Aufenthalt im Freien und in Gebäuden</b> .....	<b>39</b>
4.1.1	Messgröße Umgebungs-Äquivalentdosisleistung.....	39
4.1.2	Umrechnungsfaktor $f_{Kon,j}$ .....	40
4.1.3	Abschirmfaktor $a_s$ .....	42
4.1.4	Berechnung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung aus der spezifischen Aktivität im Boden.....	43
<b>4.2</b>	<b>Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Staub beim Aufenthalt im Freien und in Gebäuden</b> .....	<b>45</b>
4.2.1	Aktivitätskonzentration $C_{Luft,r,s}$ .....	47
4.2.2	Atemrate $\dot{V}_j$ .....	47
4.2.3	Inhalationsdosiskoeffizient $g_{Inh,r,j}$ .....	48
4.2.4	Faktor $a_{Luft,s}$ .....	51
4.2.5	Berechnung der Aktivitätskonzentration aus der spezifischen Aktivität des Bodens ..	52
4.2.6	Berechnung der spezifischen Aktivität $C_{Bo(0,02),r,s}$ .....	54
4.2.7	Ermittlung der Strahlenexposition auf der Basis der langlebigen Alphaaktivität.....	56
<b>4.3</b>	<b>Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten</b> .....	<b>57</b>
4.3.1	Rn-222-Konzentration $C_{Rn,s}$ .....	58
4.3.2	Gleichgewichtsfaktor $F_{Rn,s}$ .....	59
4.3.3	Dosiskonversionskoeffizient $g_{EEC,j}$ .....	61
4.3.4	Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Rn-220 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten .....	62
4.3.5	Zur Bewertung der Rn-222-Konzentration im Freien .....	63
<b>4.4</b>	<b>Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel</b> .....	<b>64</b>
4.4.1	Spezifische Aktivität bzw. Aktivitätskonzentration im Lebensmittel.....	65
4.4.2	Lebensmittelarten .....	66
4.4.3	Anteil lokaler Produktion von Lebensmittel.....	67

4.4.4	Jahresverbrauch von Lebensmittel.....	67
4.4.5	Ingestionsdosiskoeffizient .....	67
<b>4.5</b>	<b>Berechnung der Strahlenexposition durch Aufnahme von Boden (Direktingestion).....</b>	<b>68</b>
4.5.1	Spezifische Aktivität in der Feinkornfraktion der oberen Bodenschicht.....	69
4.5.2	Boden-Aufnahmerate.....	70
4.5.3	Berechnung der spezifischen Aktivität $C_{Bo(0,5),r,s}$ .....	72
<b>4.6</b>	<b>Berechnung der spezifischen Aktivität in Lebensmitteln.....</b>	<b>73</b>
4.6.1	Pflanzen.....	73
4.6.2	Milch- und Milchprodukte sowie Fleisch- und Fleischwaren .....	79
4.6.3	Muttermilch .....	80
<b>4.7</b>	<b>Aufenthaltszeit.....</b>	<b>81</b>
<b>4.8</b>	<b>Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition durch Inkorporation .....</b>	<b>83</b>
<b>5</b>	<b>Allgemeine Werte der natürlichen Umweltradioaktivität.....</b>	<b>84</b>
<b>5.1</b>	<b>Umgebungsäquivalentdosisleistung der natürlichen Gammastrahlung im Freien .....</b>	<b>85</b>
<b>5.2</b>	<b>Natürliche Untergrund-Aktivitätskonzentration für ein an Staub gebundenes Radionuklid.....</b>	<b>86</b>
<b>5.3</b>	<b>Rn-222-Konzentration bzw. potentielle Alpha-Energie-Konzentration der kurzlebigen Rn-222-Zerfallsprodukte des natürlichen Untergrundes in der Freiluft .....</b>	<b>89</b>
<b>5.4</b>	<b>Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität bzw. – Aktivitätskonzentration im Lebensmittel .....</b>	<b>91</b>
<b>5.5</b>	<b>Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität in der oberen Bodenschicht sowie in der Staub- und Feinkornfraktion des Bodens ..</b>	<b>93</b>
<b>5.6</b>	<b>Allgemeine Werte der natürlichen Untergrund-Aktivitätskonzentration im Oberflächen-, Beregnungs- und Viehtränkewasser .....</b>	<b>94</b>
<b>5.7</b>	<b>Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität im Weidegras .....</b>	<b>94</b>

<b>5.8</b>	<b>Allgemeine Werte der natürlichen Untergrund-Bodenkontaminationsrate durch trockene Staubablagerung.....</b>	<b>94</b>
<b>6</b>	<b>Vereinfachtes Verfahren zur Prüfung des Ausschlusskriteriums .....</b>	<b>95</b>
<b>6.1</b>	<b>Allgemeine Betrachtungen .....</b>	<b>95</b>
<b>6.2</b>	<b>Zum Prüfverfahren für Quellhäufungen.....</b>	<b>96</b>
6.2.1	Mittlere Rn-222-Emissionsrate .....	97
6.2.2	Korrekturfaktor .....	100
6.2.3	Beispielrechnung .....	100
<b>6.3</b>	<b>Zum Prüfverfahren für Einzelquellen .....</b>	<b>102</b>
<b>7</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>104</b>
<b>8</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>116</b>
<b>8.1</b>	<b>Beispiele zur Vorgehensweise bei der Berechnung der Strahlenexposition ...</b>	<b>116</b>
8.1.1	Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer <i>kultivierten</i> Halde, für die eine Kontamination des Grundwasser ausgeschlossen werden kann .....	116
8.1.2	Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer <i>unkultivierten</i> Halde im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasservorkommens .....	117
8.1.3	Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer landwirtschaftlich genutzten Halde ....	119
8.1.4	Wohnhaus auf einer Halde.....	122
<b>8.2</b>	<b>Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition durch Inkorporation .....</b>	<b>124</b>
<b>8.3</b>	<b>Zur Herleitung der im vereinfachten Verfahren zur Prüfung des Ausschlusskriteriums verwendeten Modelle.....</b>	<b>126</b>
8.3.1	Abschätzung einer Rn-222-Konzentration in der näheren Umgebung einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung nach Gleichung (A1.1a) der BglBb .....	126
8.3.2	Abschätzung einer Rn-222-Konzentration auf einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung nach Gleichung (A1.1b) und (A1.1c) der BglBb .....	128
<b>8.4</b>	<b>Zur Rn-222-Freisetzung aus Halden.....</b>	<b>131</b>

# 1 Vorbemerkungen

Mit der politischen Wende wurde es zu Beginn der 1990er Jahre erforderlich, die Auswirkungen des Alt- und Uranerzbergbaus in den Bergbaugebieten Ostdeutschlands (Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt) zu untersuchen und radiologisch zu bewerten. Hier hatte der Uranerzbergbau zusammen mit jahrhundertlangem Abbau von Bodenschätzen mit überdurchschnittlicher Radioaktivität große Mengen von Bergbauabraum und Aufbereitungsrückständen sowie weitere bergbauliche Hinterlassenschaften in die Lebensumwelt der Bewohner gebracht [ROE96]. Die dabei abgelagerten Materialmengen nehmen z.T. große Flächen ein und können ein hohes Radioaktivitätsinventar von Radionukliden der Uran-Zerfallsreihen erreichen (z.B. Halden und Absetzanlagen) [ETT01]. Zusammen mit den großen Halbwertszeiten einzelner Glieder der Zerfallsreihen ergibt sich das Potential zu verbreiteter chronischer Strahlenexpositionen. Da es sich bei diesen Hinterlassenschaften unter dem Gesichtspunkt des Strahlenschutzes um bereits bestehende Situationen und Expositionen handelt, gelten hier die Grundsätze des Strahlenschutzes bei existierenden Expositionen [ICR07]. Im Gegensatz zum Strahlenschutz bei geplanten Tätigkeiten wird die individuelle Strahlenexposition durch Richtwerte anstelle starrer Grenzwerte begrenzt. Im Jahre 1992 hat die Strahlenschutzkommission (SSK) [BMU92] einen primären Richtwert der effektiven Dosis von  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  empfohlen, der sich an der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexposition orientiert (und nicht aus einem als akzeptabel betrachteten Risiko abgeleitet wurde). Dieser Richtwert hat die Aufgabe, den Dosisbereich zu definieren, für den Interventionsmaßnahmen nicht erforderlich sind. Der Dosisrichtwert bezog sich nur auf die zusätzlichen potentiellen Strahlenexpositionen als Folge des Bergbaus und schloss dabei ausdrücklich die Radonexposition in Innenräumen aus. Bei der Dosisermittlung zum Vergleich mit einem Richtwert sind nach der o.g. SSK-Empfehlung „möglichst realistische, aber ausreichend konservative“ Bedingungen zu unterstellen.

Die sich daraus ergebende Notwendigkeit einer neuen Berechnungsvorschrift wird im nächsten Abschnitt dargelegt und ihre Entstehungsgeschichte kurz umrissen. In den Abschnitten 3 bis 6 werden die in den Berechnungsgrundlagen-Bergbau verwendeten Modelle, Annahmen und Daten erläutert. Die Darstellung folgt dabei der Struktur der überarbeiteten Fassung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau [BFS09], auf die sich auch, wenn nicht anders ausdrücklich erwähnt, die weiteren Ausführungen stets beziehen. Der Abschnitt „Literatur“ enthält die sowohl den Berechnungsgrundlagen-Bergbau als auch den Erläuterungen zugrundeliegende Literatur.

Das Ziel der Erläuterungen besteht darin, die Berechnungsgrundlagen-Bergbau durchschaubarer und besser nachvollziehbar zu machen, durch Informationen zu Expositionsmodellen und Parametern deren Anwendungsgrenzen zu verdeutlichen und somit auch zur Vermei-

dung von Fehlern beizutragen. Außerdem können die Erläuterungen zu einer flexiblen und sachgerechten Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau auf Bereiche beitragen, für die sie nicht primär konzipiert wurden, in denen aber zumindest teilweise ähnliche Bedingungen auftreten. Als Beispiel sei hier die Ermittlung der Strahlenexposition bei der Verwertung und Beseitigung von NORM-Rückständen industrieller oder bergbaulicher Prozesse genannt.

## **2 Erfordernis einer neuen Berechnungsvorschrift**

Für die radiologische Beurteilung der durch den Bergbau und seine Hinterlassenschaften verursachten „Interventionssituation“ und der zur Verbesserung der Situation durchgeführten Maßnahmen (Stilllegungs-, Verwahrungs- und Sanierungsmaßnahmen) sind zum Nachweis der Richtwertunterschreitung Berechnungen der Strahlenbelastung erforderlich. Nach der politischen Wende 1990 standen als mögliche Berechnungsgrundlage nur die zur Ermittlung der effektiven Dosis durch den Betrieb von Kernanlagen vorgeschriebenen damaligen Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrlSchV [AVV90] – im Folgenden kurz AVV – zur Verfügung, die aber für die Ermittlung der bergbaubedingten Strahlenexposition keine geeignete Rechenvorschrift darstellt. Die Gründe dafür sind vielfältig:

- Die AVV modelliert den Fall der Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft und dem Abwasser von Kernanlagen als Planungsinstrument und berechnet die effektive Dosis daher unter *konservativen* Annahmen.
- Radioaktive Ableitungen mit der Abluft stellen bei bergbaulichen Hinterlassenschaften eher die Ausnahme (Grubenlüfter) dar. Mehrheitlich sind bergbauliche Hinterlassenschaften aus Sicht des Strahlenschutzes Flächen- oder Volumenquellen, aus denen radioaktive Stoffe diffus freigesetzt werden. Quellstärken können hier demnach nur grob bestimmt werden und einfache Ausbreitungsmodelle nach AVV sind nur bedingt anwendbar (z.B. Gauss-Fahnenmodell bei Radonfreisetzung in Bodennähe und atmosphärische Ausbreitung in stark strukturiertem Gelände).
- Aufgrund der Tatsache, dass bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen auch inmitten von Siedlungsgebieten liegen, ist zu berücksichtigen, dass sich Personen aus der allgemeinen Bevölkerung auf oder unmittelbar neben diesen vom Bergbau kontaminierten Flächen aufhalten und diese auch gärtnerisch oder landwirtschaftlich nutzen können. Das verlangt die Einbeziehung weiterer Expositionspfade – wie z.B. die Direktingestion von kontaminiertem Material – in eine realistische Berechnung bergbaulicher Strahlenexpositionen.
- In der AVV als Planungsinstrument werden keine Ergebnisse von Immissionsmessungen verwendet, die für bergbauliche Hinterlassenschaften hingegen im Rahmen der Ermittlung und radiologischen Bewertung in der Regel durchgeführt wer-

den und insbesondere bei komplexen Altlasten häufig exaktere Informationen geben, als es mit Hilfe von Modellen möglich wäre (z.B. Gamma-Ortsdosisleistungsmessungen auf Halden, Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser).

Vor diesem Hintergrund hatte die SSK für ihre veröffentlichten Empfehlungen [BMU92] Expositionsmodelle zugrunde gelegt, die von denen der AVV abweichen. Neben dem primären Dosisrichtwert von  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  hat die SSK aus Praktikabilitätsgründen Richtwerte für messbare Größen empfohlen, die die Einhaltung des primären Richtwertes gewährleisten. Bei der generischen Modellierung dieser Richtwerte wurden im Vergleich zur AVV realistischere Expositionsmodelle und -parameter zugrunde gelegt (z.B. neuer Pfad „Direktingestion von Boden/Material“ oder modifizierte Transferfaktoren Boden/Pflanze). Die abgeleiteten Richtwerte, die nur für bestimmte Randbedingungen gelten (chemisch nicht bearbeitetes Material, Flächen bis 1 ha, Materialmenge bis  $10^5 \text{ m}^3$ ), stellen praktikable Unbedenklichkeitskriterien dar, auf deren Grundlage für eine Vielzahl kleiner Hinterlassenschaften mit spezifischen Aktivitäten unter  $1 \text{ Bq g}^{-1}$  ohne aufwendige Ermittlung der effektiven Dosis bereits festgestellt werden kann, ob der Dosisrichtwert von  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  unterschritten wird.

Wie bei einer Überschreitung der Prüfwerte weiter zu verfahren ist, konnte auf der Grundlage der SSK-Empfehlungen nicht entschieden werden. Ein Überschreiten der Prüfwerte gestattet grundsätzlich nicht den Schluss, dass dann auch der Dosisrichtwert überschritten ist. In solchen Fällen, aber auch bei Abweichungen von den o.g. Randbedingungen, muss unter Beachtung der konkreten standortspezifischen Gegebenheiten eine vertiefte Ermittlung der effektiven Dosis erfolgen. Dies erforderte eine neue Berechnungsvorschrift, um sicherzustellen, dass die Berechnungen nicht nur „möglichst realistisch aber ausreichend konservativ“ erfolgen, sondern auch nach sachgerechten, effizienten und einheitlichen Verfahren durchgeführt werden können.

Die „Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität“ [BMU99a] und die „Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität“ [BMU99b] wurden Mitte der 90er Jahre vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) erarbeitet, im Radioökologieausschuss der SSK beraten<sup>1</sup> und 1999 vom BMU an die Länder Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen

---

<sup>1</sup> Die "Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität" wurden in der SSK nicht behandelt, da seit 1995 eine entsprechende Empfehlung der SSK [BMU95] vorlag.

versandt. Dort wurden beide Unterlagen zur Erprobung<sup>2</sup> im praktischen Vollzug vor allem bei den Sanierungsvorhaben der Wismut GmbH angewendet. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass die Berechnungsgrundlagen-Bergbau sich auf die Angabe von Verfahren zur Berechnung der bergbaubedingten Strahlenexposition beschränken; sie enthalten keine materiellen Strahlenschutzanforderungen wie z.B. Regelungen zu Sanierungszielen oder Angaben, unter welchen Voraussetzungen Sanierungsmaßnahmen gerechtfertigt oder nicht gerechtfertigt sind.

In den letzten Jahren haben sich im Ergebnis der Anwendung eine Reihe von Verbesserungsvorschlägen ergeben, die im Rahmen einer Überarbeitung berücksichtigt wurden. So wurden u.a. die beiden o.g. aus historischen Gründen separat entwickelten Teile zu einer Berechnungsgrundlage-Bergbau zusammengefasst (im Folgenden kurz BglBb [BFS09]).

Bei der Entwicklung (und auch bei der Überarbeitung) der Berechnungsgrundlagen-Bergbau mussten Expositionsmodelle und Parameter gefunden werden, die einerseits hinreichend speziell sind, um möglichst realistische Expositionssituationen beschreiben zu können, andererseits aber auch so allgemein (und damit auch konservativ), um möglichst viele bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen bewerten zu können.

Die Umsetzung des Konzeptes einer „möglichst realistisch aber ausreichend konservativ“ zu ermittelnden Strahlenexposition in eine entsprechende Rechenvorschrift für bergbauliche Hinterlassenschaften wird in den nächsten Abschnitten erläutert.

### **3 Allgemeine Grundsätze (Teil I der BglBb)**

#### **3.1 Anwendungsbereich (Teil I., Ziff. 1 der BglBb)**

Die in den Rechenverfahren für den jeweiligen Expositionspfad enthaltenen Modelle, Parameter und Eigenschaften der Referenzperson sind so gewählt worden, dass für die Strahlenexposition insgesamt ein realistisches, aber ausreichend konservatives Ergebnis zu erwarten ist. Weichen die Gegebenheiten bei fall- und standortspezifischen Untersuchungen von den Randbedingungen ab, die bei der Ableitung der Modelle und Parameter zugrunde gelegt wurden, dürfen die BglBb formal nicht mehr angewendet werden. Dies ist der Hintergrund für die im Anwendungsbereich dargestellten Beschränkungen bei der Anwendung der BglBb. Gleichwohl können diese Beschränkungen entfallen, wenn Modelle und Parameter

---

<sup>2</sup> Der Begriff "Erprobung" sollte hier zum Ausdruck bringen, dass aufgrund bisher fehlender Erfahrungen mit Vorgaben zur Ermittlung realistischer Expositionen durch bergbauliche Hinterlassenschaften die Berechnungsgrundlagen-Bergbau schon nach relativ kurzem Zeitraum auf ihre Praxistauglichkeit zu überprüfen und ggf. zu überarbeiten sind.

zur Verfügung stehen, die die Besonderheiten des konkreten Anwendungsfalls, des Standorts oder der bergbaulichen Hinterlassenschaft berücksichtigen (s. auch Abschnitt 3.2).

Nicht in den Anwendungsbereich fallen Anlagen oder Betriebsstätten, deren Stilllegung oder Sanierung einer Genehmigung nach dem Atomgesetz bedarf. In diesen Fällen gelten die auf Vorsorge ausgerichteten Bestimmungen und nicht die für bestehende Expositionssituationen abgeleiteten BglBb.

### 3.1.1 Zur Anwendung der BglBb bei der Berechnung von Kollektivdosen

In der ersten Fußnote in diesem Abschnitt wird darauf verwiesen, dass die BglBb für die Ermittlung von Kollektivdosen nicht anzuwenden sind. Der Grund dafür ist darin zu sehen, dass wichtige Parameter der BglBb nur im näheren Umfeld bergbaulicher Hinterlassenschaften gültig sind. Das betrifft beispielsweise den Anteil lokaler Produktion von Lebensmittel, die Aufenthaltszeiten auf unkultivierten Haldenflächen sowie den Gleichgewichtsfaktor für die kurzlebigen Radonzerfallsprodukte. Ein weiteres Argument gegen eine Anwendung der BglBb zur Kollektivdosisberechnung liegt im Gebrauch des sog. Ausschlusskriteriums bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten. Durch den Bergbau verursachte Radonkonzentrationen unterhalb von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  (was nach ICRP 65 [ICR93] einer effektiven Dosis von ca.  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  entspricht) müssen hier bei der Ermittlung der Strahlenexposition nicht berücksichtigt werden. Diese Festlegung dient der Eingrenzung potentieller Radonquellen und damit zur Verringerung des Untersuchungsaufwandes.

### 3.1.2 Zur Anwendung der BglBb in der gesamten Bundesrepublik

In der ursprünglichen Fassung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau von 1999 bezog sich der Anwendungsbereich nur auf die Bundesländer Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt. Der Hauptgrund dafür war die Tatsache, dass die wesentlichen Aktivitäten des Uranerzbergbaus aber auch die Förderung von Bodenschätzen mit überdurchschnittlicher Radioaktivität in den o.g. drei Bundesländern stattfanden. Neben dem Kupferbergbau in Sachsen-Anhalt bildeten daher die strahlenschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren für Sanierungsvorhaben im Bereich der Wismut GmbH den wichtigsten Anwendungsbereich der BglBb. Es war beabsichtigt, nach Auswertung der in der Praxis erworbenen Erfahrungen zu prüfen, ob der Geltungsbereich schließlich bundesweit ausgedehnt werden soll. Da auch in den alten Bundesländern mit einer Vielzahl radiologisch relevanter bergbaulicher Hinterlassenschaften zu rechnen ist [REI05] und aufgrund der positiven Resonanz bei den Behörden im Beitrittsgebiet wurde der Anwendungsbereich auf die Bundesrepublik als Ganzes ausgeweitet. Die sich daraus möglicherweise ergebenden Konsequenzen, insbesondere Änderungen in den Parameterwerten, werden im Einzelnen in den entsprechenden Abschnitten diskutiert.

### 3.1.3 Zur Anwendung der BglBb untertage

Die BglBb gelten bis auf eine Ausnahme nicht für untertägige Anlagen und Einrichtungen. Diese Ausnahme betrifft den Expositionspfad „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“.

Der allgemeine Ausschluss untertägiger Anlagen und Einrichtungen beruht darauf, dass die in diesem Bereich herrschenden Expositionsbedingungen mit generischen Modellen zur Ermittlung der Strahlenexposition (äußere und Staubinhalation) nicht ausreichend berücksichtigt werden können. Dies gilt insbesondere für die Berechnung der äußeren Strahlenexposition durch Photonenstrahlung, da hier die Bestrahlungsgeometrie vom übertage verwendeten Halbraummodell deutlich abweichen kann (s. Abschnitt 4.1).

Wenn für den Aufenthalt in untertägigen Anlagen und Einrichtungen die Bestrahlungsgeometrien nicht bekannt sind, besteht die Möglichkeit, analog zur Vorgehensweise in der Richtlinie Arbeiten [BMU04], die Umgebungs-Äquivalentdosis der effektiven Dosis gleichzusetzen (Konversionsfaktor  $f_{kon} = 1$ ). Dies ist im Sinne des Strahlenschutzes konservativ, da für übliche Bestrahlungsgeometrien und im für Nuklide der U-238-Reihe relevanten Energiebereich der Photonenstrahlung von (0,1 ... 3) MeV das Verhältnis von effektiver Dosis zu Umgebungs-Äquivalentdosis nur Werte zwischen etwa 0,4 und 0,9 annimmt [BMU00]. Für die beiden Bestrahlungsgeometrien „Paralleles Strahlenbündel von vorn“ und „Paralleles Strahlenbündel von hinten“ werden hier die höchsten Konversionsfaktoren berechnet. Die Konversionsfaktoren für die anderen Bestrahlungsgeometrien, zu denen auch das Modell eines isotropen Strahlungsfeldes gehört, sind geringer und unterscheiden sich untereinander nur wenig.

In diesem Zusammenhang sei angemerkt, dass nach ICRP 74 [ICR96] für die Bestrahlung durch natürliche Radionuklide in Gebäuden und im Freien oft ein isotropes Strahlungsfeld unterstellt wird. Dies zeigt sich darin, dass zur Abschätzung der effektiven Dosis bei äußerer Strahlenexposition durch Aufenthalt in einem Gebäude als auch im Freien international üblicherweise ein Faktor von  $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$  für Erwachsene zugrunde gelegt wird (z.B. [UN00], [EU00]), der die Umrechnung einer Luftkerma in Gy in eine effektive Dosis in Sv gestattet (zur Umrechnung Luftkerma in Umgebungs-Äquivalentdosis siehe Abschnitt 4.1). Kann im untertägigen Bereich von einer Bestrahlungsgeometrie ausgegangen werden, die mit der in einem Raum vergleichbar ist, kann auch hier die o.g. Umrechnung  $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$  angewandt werden.

Die Angabe eines allgemeinen natürlichen Untergrundwertes für unterirdische Arbeitsplätze ist in der Regel nicht erforderlich, da für die relevante Referenzperson „Beschäftigter“ ohnehin kein Untergrundwert abzuziehen ist.

### 3.1.4 Zur Anwendung der BglBb für die Nutzung kontaminierter Materialien

Analog zur Beschränkung der BglBb im untertägigem Bereich sind einige Parameter zur Ermittlung der Strahlenexposition durch die Nutzung kontaminierter Materialien aufgrund nicht-einheitlicher Expositionsmodelle generisch nicht ableitbar. Dazu zählen insbesondere die schon im Abschnitt 3.1.3 beschriebenen Umrechnungen der Umgebungs-Äquivalentdosis in eine effektive Dosis sowie der spezifischen Aktivität des Bodens in eine Umgebungs-Äquivalentdosisleistung. Beiden Umrechnungen liegt das Halbraummodell zugrunde, in dem von einer halbumendlichen Volumenquelle mit bestimmten Eigenschaften ausgegangen wird (s. Abschnitt 4.1). Die Nutzung kontaminierter Materialien kann sich dagegen auf Expositionssituationen beziehen, die mit dem o.g. Halbraummodell nicht abgedeckt sind. Als Beispiel sei hier der Einsatz kontaminierter Materialien als Bauzuschlagstoff im Wohnungsbau genannt.

## **3.2 Grundsätze (zu Teil I., Ziff. 2.2 der BglBb)**

### 3.2.1 Zur Auswahl von Szenarien, Pfaden usw.

Nach BglBb (Teil I., Ziff. 2.2, erster Absatz) sind bei einer Expositionsabschätzung nur die „im konkreten Anwendungsfall tatsächlich relevanten Szenarien und Pfade“ zu betrachten, wobei auch mögliche künftige Nutzungen zu berücksichtigen sind (s.u.). Auf diese empfohlene Vorgehensweise wird hier ausdrücklich hingewiesen. Damit sollen Überkonservativitäten vermieden werden, wenn sicherheitshalber und ohne vorherige Prüfung die Strahlenexposition für *alle* relevanten Szenarien und Pfade berechnet wird. So könnte beispielsweise bei einer abgedeckten und bewachsenen Halde der Expositionspfad „Inhalation von aufgewirbeltem Staub“ vernachlässigt werden, wenn aus planungsrechtlichen Gründen eine Nutzung der Halde ausgeschlossen werden kann, die mit einer möglichen Freisetzung kontaminierter Staubes verbunden ist.

Weiterhin heißt es im ersten Absatz, dass „die Auswahl der bei der Ermittlung der bergbaubedingten Strahlenexposition zu berücksichtigenden Expositionsszenarien und -pfade, Berechnungsparameter und Radionuklide“ vorrangig durch qualitative Bewertungen zu erfolgen hat. Dabei liegt die Betonung auf „qualitativ“ und bedeutet, dass die o.g. Auswahl durch einfache Prüfungen der örtlichen Gegebenheiten erfolgen kann und dafür keine separaten (quantitativen) Untersuchungen, wie beispielsweise Messungen zur Bestimmung des zu berücksichtigenden Nuklidspektrums, erforderlich sind. Nur im Zweifelsfall sollten hier vertiefende Untersuchungen durchgeführt werden. Ausnahmen stellen die Ausbreitung radioaktiver Kontaminationen mit dem Grundwasser und von Radon und Radonfolgeprodukten in der bodennahen Atmosphäre dar. Während der „Grundwasserpfad“ generell zu berücksichtigen ist (s.u.), werden in den BglBb für den „Radonpfad“ Ausschlusskriterien angegeben, deren

Einhaltung gleichwohl durch quantitative Untersuchungen, wie z.B. Messung der Radonkonzentration im Freien in Wohngebieten, geprüft werden kann (näheres hierzu in Abschnitt 3.5.5).

### 3.2.2 Grundwasserpfad

Der zweite Absatz beschreibt die Vorgehensweise bei einer möglichen Kontamination des Grundwassers. Als eine der wichtigsten Änderungen gegenüber der ersten Fassung der BglBb [BMU99a] ist nun „in jedem Fall eine Grundwassernutzung zu unterstellen, sofern die Besorgnis einer Kontamination des Grundwassers nicht ausgeschlossen werden kann“. Damit wird dem Grundgedanken nach Wasserhaushaltsgesetz Rechnung getragen, in dem das Grundwasser generell ein hohes Schutzgut darstellt und demzufolge schon die Kontaminationsmöglichkeit eines nutzbaren Grundwasservorkommens die Berücksichtigung dieses Teilpfades bei der Berechnung der Strahlenexposition erfordert. So reicht es schon aus, wenn beispielsweise eine bergbauliche Anlage oder Einrichtung ein vorhandenes nutzbares Grundwasserdargebot mit einer geeigneten Grundwasserqualität kontaminieren kann und die Nutzung über Hausbrunnen mit nicht zu großem Grundwasserflurabstand planungsrechtlich möglich ist. Anders formuliert bedeutet dies, dass bei der radiologischen Bewertung einer bergbaulichen Hinterlassenschaft die Nutzung des Grundwassers zu Trinkwasserzwecken nicht a priori ausgeklammert werden kann, nur weil die im betrachteten Grundwasser-einzugsgebiet lebende Bevölkerung über Fernwasserleitungen versorgt wird, eine nennenswerte Zusatzversorgung über Brunnen nicht vorliegt und diese Verhältnisse auch für die Zukunft unterstellt werden können. Nach der ersten Fassung der BglBb [BMU99a] wäre dies noch möglich gewesen. Der Grundwasserpfad kann nur dann aus der radiologischen Bewertung ausgeklammert werden, wenn neben der o.g. Kontaminationsmöglichkeit eines nutzbaren Grundwasservorkommens das Anlegen eines Hausbrunnens aus planungsrechtlichen Gründen oder durch die Prägung des Gebietes ausgeschlossen werden kann oder eine Nutzung als Trinkwasser durch behördliche Maßnahmen untersagt ist.

Die Kontamination des Grundwassers durch radioaktive Schadstoffe wird in der Regel mit Modellrechnungen bestimmt, wobei ein fiktiver Hausbrunnen zugrunde zulegen ist. Sofern planungsrechtlich nichts anderes festgelegt ist oder die Prägung des Gebietes nichts anderes zulässt, wird in den BglBb für den fiktiven Hausbrunnen ein Abstand von 20 m vom Rand der bergbaulichen Hinterlassenschaft empfohlen. Dieser Wert wurde auch bei der Ableitung der Überwachungsgrenzen für Rückstände nach StrlSchV, Teil 3 zugrunde gelegt [BS99]. Es sei hier vermerkt, dass sich im Ergebnis der in [BS99] durchgeführten generischen Modellierung des Radionuklidtransports im Grundwasserleiter (ohne Berücksichtigung von Diffusion und Dispersion) gezeigt hat, dass eine Variation des Abstandes des Hausbrunnen von der bergbaulichen Hinterlassenschaft im Dekameterbereich sich nicht wesentlich auf die zu er-

wartende *maximale* Aktivitätskonzentration im Grundwasser auswirkt. Die geringe Entfernung von 20 m stellt somit keinen überkonservativen Ansatz dar.

### 3.2.3 „Öffnungsklausel“

Der letzte Absatz von Teil I., Ziff. 2.2 beinhaltet eine Regelung, die man als „Öffnungsklausel“ bezeichnen kann. In ihr ist festgeschrieben, dass im konkreten Anwendungsfall begründete Abweichungen von den in den BglBb geregelten Vorgaben für Expositionspfade, Parameter oder Nuklide möglich sind.

Im Strahlenschutz ist es üblich, dass bei Dosisberechnungen allgemein akzeptierte Werte für die expositionsbestimmenden Parameter angewendet werden. Auf diese Weise bleibt das gesamte System der Dosisberechnung überschaubar, vergleichbar und letztendlich auch justitiabel. Abweichungen von diesem Konzept können dazu führen, dass die Konsistenz zu anderen Anwendungsgebieten im Strahlenschutz nicht mehr gegeben ist. Um dies zu vermeiden, sollte eine begründete Abweichung von den vorgegebenen Parameterwerten grundsätzlich *nicht* die Parameter zur Definition der Referenzperson betreffen. Dazu zählen Atem- und Verzehrrate, Expositionszeit für Einzelpersonen der Bevölkerung sowie Inhalations- und Ingestionsdosiskoeffizient. Da diese Parameter auch in anderen Bereichen des Strahlenschutzes gelten, sollte im Sinne einer einheitlichen Vorgehensweise diese sog. Öffnungsklausel hauptsächlich nur auf solche Größen wie Expositionszeit für Beschäftigte, Anteil lokaler Produktion, Referenzwert der Schwebstaubkonzentration, Aufkonzentrationsfaktor u.ä. beschränkt bleiben.

Weiterhin sollte ein Abweichen von den BglBb auch ausreichend begründet werden können. Das können beispielsweise dokumentierte Ergebnisse durchgeführter Untersuchungen zur betrachteten Hinterlassenschaft sein. Möglich sind beispielsweise auch aus wissenschaftlichen Veröffentlichungen abgeleitete Analogieschlüsse oder Plausibilitätsbetrachtungen.

## **3.3 Referenzpersonen und Einwirkungsstellen**

Die Ermittlung der ungünstigsten Einwirkungsstellen für Referenzpersonen ist eng verknüpft mit den Nutzungen bergbaulicher Hinterlassenschaften bzw. ihrer Umgebung und demzufolge auch mit der Bestimmung relevanter Expositionsszenarien und -pfade. Dabei spielt der Parameter „Aufenthaltszeit“ eine wichtige Rolle. Um Überkonservativitäten zu vermeiden, sind für diesen Parameter bestimmte Randbedingungen einzuhalten, die mit Ausnahme des Pfades „Ingestion von Lebensmittel“ übergreifend für alle Expositionspfade gelten. Somit stellt die Bestimmung der ungünstigsten Einwirkungsstellen ein zentrales Problem bei der Ermittlung der Strahlenexposition dar und wird hier etwas ausführlicher behandelt.

### 3.3.1 Referenzpersonen

Die Strahlenexposition durch bergbauliche Hinterlassenschaften wird wie die Strahlenexposition in der Umgebung kerntechnischer Anlagen für Referenzpersonen berechnet, die sich an den ungünstigsten Einwirkungsstellen aufhalten. Referenzpersonen sind fiktive Personen, deren Eigenschaften und Verhaltensweisen durch spezifische Berechnungsparameter wie Dosiskoeffizient, Dosiskonversionskoeffizient, Atem- und Verzehrtrate sowie Expositionsorte und -zeiten definiert werden. Im Gegensatz zur Vorgehensweise der AVV bei der Planung kerntechnischer Anlagen werden allerdings in den BglBb diesen Parametern zur Beschreibung von Einzelpersonen der Bevölkerung mittlere Werte zugeordnet, da die Dosisberechnung realistisch, aber ausreichend konservativ erfolgen soll. Aus diesem Grund ist auch die nach AVV rechnerische Möglichkeit des gleichzeitigen Aufenthalts der Referenzperson an unterschiedlichen Orten in den BglBb ausgeschlossen. Extreme Verhaltensweisen werden bei der Dosisberechnung nach BglBb nicht berücksichtigt. Damit nähert sich dieser Ansatz dem beispielsweise in Frankreich und England bei der Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung kerntechnischer Anlagen praktiziertem Konzept der kritischen Gruppe an. Im Gegensatz zur Referenzperson stellt die kritische Gruppe eine reale Bevölkerungsgruppe dar, für die in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage die höchsten Strahlenexpositionen zu erwarten sind. Die Dosisberechnung für die kritische Gruppe erfolgt dann für möglichst realistische Bedingungen [MI09].

Bei der Referenzperson „Beschäftigte“ handelt es sich um beruflich strahlenexponierte Normpersonen, die „berufsbedingt bergbauliche Hinterlassenschaften stilllegen oder sanieren, sofern diese Tätigkeiten oder Arbeiten der Überwachung unterliegen“ (BglBb, Ziff. 2.3.1b). In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass die „Richtlinie für die Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten nach Teil 3 Kapitel 2 Strahlenschutzverordnung (Richtlinie Arbeiten)“ [BMU04] nur für Arbeitsfelder nach StrlSchV, Anlage XI, Teil B maßgeblich ist, zu denen aber obertägige Sanierungs- und Stilllegungsarbeiten bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen nicht zählen. Untertägige Arbeitsfelder sind nach StrlSchV, Anlage IX nur bezüglich erhöhter Radon-222-Expositionen zu berücksichtigen. Die in diesem Fall auch geltenden BglBb betreffen nur die Dosisberechnung durch Inhalation von Radon-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten auf der Basis der Dosiskonvention nach ICRP 65 und sind damit konsistent mit der Vorgehensweise nach „Richtlinie Arbeiten“, der ebenfalls die Dosiskonvention zugrunde liegt.

Die Dosisberechnungen für „Beschäftigte“ sind unter Zugrundelegung der in den Anlagen I bis IV der BglBb genannten Parameter und unter Berücksichtigung des konkreten Anwendungsfalls durchzuführen. Das betrifft neben der Auswahl der Expositionsszenarien, -pfade und Radionuklide hauptsächlich die beiden Berechnungsparameter Expositionsort und Ex-

positionszeit, die für „Beschäftigte“ soweit wie möglich die tatsächlichen Verhältnisse widerspiegeln sollten. Wesentlich ist dabei die Randbedingung von maximal 2000 Arbeitsstunden pro Jahr. Dieser Wert spielt auch in anderen Anwendungsbereichen des Strahlenschutzes eine wichtige Rolle (beispielsweise bei der Festlegung der Grenzen von Kontrollbereich oder Überwachungsbereich nach § 36 StrlSchV [BMU11]) und ist deshalb auch einzuhalten. Ein weiterer Parameter, der für den konkreten Anwendungsfall modifiziert werden kann, ist der Dosiskoeffizient für Inhalation. Dieser könnte bei *bekannter* chemischer Zusammensetzung der zu bewertenden spezifischen Aktivität in der Atemluft durch entsprechende Wahl der Lungenabsorptionsklasse den tatsächlichen Verhältnissen angepasst werden.

Arbeitnehmer, die bei ihren Tätigkeiten oder Arbeiten im Zusammenhang mit bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen *keiner* Überwachung unterliegen, gelten als Einzelpersonen der Bevölkerung und sind bei der Dosisberechnung der Referenzperson „Erwachsener“ zuzuordnen. Auch hier dürfen 2000 Arbeitsstunden pro Jahr nicht überschritten werden. Bei den betrachteten Personen kann es sich zum Einen um Arbeitnehmer handeln, die bei der Verwertung oder Beseitigung bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen tätig werden. Als Beispiel seien hier Deponiearbeiter oder Straßenbauarbeiter genannt. Andererseits können es auch Personen sein, die nur indirekt mit bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen konfrontiert sind. Als ein Beispiel für diese Personengruppe kann ein Arbeitnehmer angesehen werden, dessen Arbeitsplatz sich zufällig auf einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung befindet (z.B. Gewerbegebiet auf einer kontaminierten Fläche).

### 3.3.2 Einwirkungsstellen

Einwirkungsstellen sind Orte, an denen sich Referenzpersonen aufhalten können oder an denen Lebensmittel erzeugt werden können. Die Berechnung der Dosis ist für solche Einwirkungsstellen durchzuführen, an denen die höchsten Strahlenexpositionen unter Berücksichtigung realistischer Nutzungen und Verhaltensweisen zu erwarten sind. Diese Orte werden, analog zur Begriffsdefinition in der StrlSchV, als ungünstigste Einwirkungsstellen bezeichnet.

Die ungünstigsten Einwirkungsstellen können sich sowohl auf oder in der Umgebung einer bergbaulichen Hinterlassenschaft befinden. Die entsprechenden Orte sind im konkreten Anwendungsfall zu bestimmen und können für verschiedene Expositionspfade durchaus unterschiedlich sein. Die für die unterschiedlichen Einwirkungsstellen berechneten Dosisbeiträge sind dann so zu addieren, dass die Summe der Aufenthaltszeiten die jährlichen Maximalwerte nicht überschreitet (2000 h a<sup>-1</sup> im Freien und 7000 h a<sup>-1</sup> im Gebäude). Diese Randbedingung unterscheidet die BglBb wesentlich von der Vorgehensweise nach AVV für die Ermittlung der Strahlenexposition in der Umgebung kerntechnischer Anlagen. Dort ist es bei der Dosisberechnung aus Konservativitätsgründen erlaubt, dass eine Referenzperson sich gleichzeitig an unterschiedlichen ungünstigsten Einwirkungsstellen aufhalten kann.

Die Bestimmung der ungünstigsten Einwirkungsstellen wird an einigen Beispielen im Anhang erläutert. Eine wichtige Rolle spielt dabei die „Reichweite“ der einzelnen Expositionspfade. Wie weiter unten ausgeführt, sind die als Nahwirkungspfade bezeichneten Expositionspfade „Äußere Gammastrahlung“, „Inhalation von Staub“ und „Ingestion durch Staubablagerung kontaminierter Lebensmittel“ nur bis zu bestimmten Entfernungen vom Rand der Quelle zu berücksichtigen. Dies gilt auch für den Fernwirkungspfad „Inhalation von Radon und Radonfolgeprodukte“ (Ausschlusskriterium), während für den anderen Fernwirkungspfad „Ingestion von über den Wasserpfad kontaminierten Lebensmittel“ in den BglBb keine Entfernungsbeschränkungen vorgegeben werden.

Für den „Grundwasserpfad“ ist davon auszugehen, dass die Strahlenexposition durch die Nutzung von Grundwasser nur dann gemeinsam mit Strahlenexpositionen der Referenzpersonen auf den übrigen Expositionspfaden auftritt, wenn am angenommenen Ort der Grundwassergewinnung auch die Nutzung von Wohngebäuden oder Gärten zugrunde zu legen ist. In allen anderen Fällen ist eine gesonderte Bewertung der Exposition durch Wassernutzung und der übrigen Expositionen für die Bestimmung der Strahlenexposition einer Referenzperson an dieser Einwirkungsstelle vorzunehmen.

### 3.3.3 Zur radiologischen Bewertung mehrerer bergbaulicher Hinterlassenschaften (Standortbewertung)

Den bisher betrachteten Szenarien lag jeweils nur ein bergbauliches Objekt zugrunde. Ist aber ein Standort mit mehreren bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen radiologisch zu bewerten, sind neben den Dosisbeiträgen der isolierten Quellen auch ihre durch Lage und Abstand zueinander bestimmten Dosisüberlagerungen zu berücksichtigen. Die BglBb enthalten für solche Szenarien keine direkte Handlungsanweisung. Welche bergbaulichen Objekte und Einwirkungsstellen in eine Standortbewertung einzubeziehen sind, kann nur im konkreten Einzelfall in Abstimmung mit der zuständigen Behörde geklärt werden. Zur Vorgehensweise bei einer Standortbewertung ist Folgendes anzumerken:

An einem Standort mit mindestens zwei bergbaulichen Objekten können einerseits durch Überlagerungen der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung bzw. der über den Luft- und Wasserpfad transportierten Radionuklide an einer Einwirkungsstelle zusätzliche Dosisbeiträge resultieren. Andererseits können auch zusätzliche Dosen durch den Aufenthalt der Referenzperson an mehreren ungünstigsten Einwirkungsstellen entstehen. Für den letztgenannten Fall wird darunter die Möglichkeit verstanden, dass dieselben Personen durch die mögliche Nutzung mehrerer bergbaulicher Hinterlassenschaften u.U. höhere Expositionen erfahren, als wenn die Nutzung einer Hinterlassenschaft nur isoliert betrachtet würde. Diese Kombination von Expositionsorten ist im Rahmen der Diskussionen um die Berechnungsgrundlagen allerdings als nicht berücksichtigungsfähig angesehen worden. Das Problem besteht

nämlich darin, dass in gewisser Weise willkürlich ein Abstand definiert werden muss, innerhalb dessen solche Kombinationen betrachtet werden sollen. In [BS01] wird beispielsweise als zu berücksichtigender Abstand zum Wohnort (auf bzw. neben der Altlast) für die Szenarien „Weide“, „Garten“ und „gelegentlicher Aufenthalt“ ein Wert von 2 km vorgeschlagen.

Wird die Möglichkeit der Kombination mehrerer Einwirkungsstellen in Betracht gezogen, ist für das gleiche Szenario die jeweils ungünstigste Einwirkungsstelle zu berücksichtigen. So ist z.B. unter mehreren unkultivierten Halden am Standort diejenige auszuwählen, bei deren Aufenthalt auf der Halde die höchsten Strahlenexposition zu erwarten ist. Prinzipiell ist es also möglich, dass für die Szenarien „Aufenthalt im Wohnhaus“, „Aufenthalt auf kultivierter Fläche“, „Aufenthalt auf unkultivierter Fläche“ und „Erzeugung von Lebensmittel“ unterschiedliche Einwirkungsstellen infrage kommen und der jeweilige Dosisbeitrag zur Gesamtexposition zu addieren ist. Diese Vorgehensweise wäre nicht nur realistisch, weil sie nur die tatsächlich möglichen Einwirkungsstellen betrachtet, sondern auch konservativ, weil nur die von jedem Szenario verursachten höchsten Dosisbeiträge berücksichtigt werden.

Durch das Zusammenspiel von Nah- und Fernwirkungspfaden an einem Standort mit mehreren bergbaulichen Hinterlassenschaften sind diverse Kombinationen von Einwirkungsstellen möglich. Die Bestimmung der ungünstigsten Einwirkungsstellen erfordert deshalb differenzierte Untersuchungen zur Strahlenexposition aller relevanten Expositionspfade. Dies soll folgendes, nur qualitativ diskutiertes fiktives Beispiel veranschaulichen (in [BS01] wird dieses Beispiel auch unter Einbeziehung des Wasserpfades quantitativ beschrieben):

*An einem Standort befinden sich zwei unterschiedliche Halden: Eine große Halde mit geringer spezifischen Aktivität und eine kleine Halde mit einer hohen spezifischen Aktivität. In unmittelbarer Nähe beider Halden befindet sich jeweils ein Wohnhaus und beide Halden werden gärtnerisch genutzt. Aufgrund der Abmessungen können aus der großen Halde durch Konvektion bedingte Radonfreisetzungen höhere Radonexpositionen resultieren als für die kleine Halde, obwohl diese eine höhere spezifische Aktivität im Material aufweist als die große Halde. Andererseits verursacht die kleine Halde aufgrund der hohen spezifischen Aktivität größere Strahlenexpositionen über die Nahwirkungspfade als die große Halde. Eine Halde mit hoher spezifischer Aktivität bedingt also zwangsläufig nicht immer die ungünstigsten Einwirkungsstellen. Für die radiologische Standortbewertung könnten sich folgende drei ungünstigste Einwirkungsstellen ergeben (es sind natürlich auch andere Kombinationen denkbar, je nach Abstand zur Halde und Höhe der spezifischen Aktivität): (1) Das Wohnhaus direkt an der großen Halde wegen der hohen Radonexposition (Aufenthalt im Gebäude mit  $7000 \text{ h a}^{-1}$ ), (2) Erzeugung von Lebensmittel auf der kleinen Halde wegen der hohen spezifischen Akti-*

*vität und (3) Aufenthalt im Freien auf der kleinen Halde ( $1000 \text{ h a}^{-1}$ ), da hier die direkte Bodenaufnahme gegenüber der Radonexposition auf der großen Halde dominiert.*

In dem o.g. Beispiel wurde vorausgesetzt, dass die verschiedenen ungünstigsten Einwirkungsstellen nicht allzuweit voneinander entfernt sind, um bei der Ermittlung der Gesamtstrahlenexposition berücksichtigt werden zu können. Damit stellt der Abstand zwischen Bergbauobjekt und Expositionsort ein wichtiges Kriterium bei der Standortbestimmung dar und ist im Einzelfall unter Mitwirkung der zuständigen Behörde festzulegen. Als Orientierungshilfe kann hier die in einem vom BMU/BfS erarbeiteten Entwurf für eine Strahlenschutz-Altlastenverordnung [BMU05] beschriebene Vorgehensweise dienen: Für den Fall mehrerer radiologischer Altlasten sind in eine Standortbewertung nur solche Altlasten einzubeziehen, die jede für sich eine effektive Dosis von mehr als  $0,3 \text{ mSv a}^{-1}$  bewirkt.

### **3.4 Expositionsszenarien und -pfade**

Für eine möglichst abdeckende Dosisberechnung, d.h. für Szenarien, die unter realistischen Nutzungsbedingungen und Verhaltensweisen zu den höchsten Strahlenexpositionen führen, werden folgende typische Szenarien zugrunde gelegt:

- Aufenthalt in Gebäuden
- Aufenthalt an unterirdischen Arbeitsplätzen
- Aufenthalt im Freien
- Verzehr von Lebensmittel und Muttermilch

Auf eine Vorgabe spezieller Szenarien mit festgelegten Expositionspfaden wie z.B. Szenarien für Freizeit, Arbeiten in der Landwirtschaft, Aufenthalt in Schulen u.ä. [NRP03] wurde verzichtet, da allgemein gehaltene Szenarien eine flexible Anpassung an die tatsächlichen Expositionsverhältnisse ermöglichen. Dazu werden in den BglBb nur folgende möglicherweise relevante Expositionspfade (in Klammern ihre „Wirkungsbereiche“) betrachtet:

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens (auf der Quelle und bis 20 m vom Quellrand),
- Exposition durch Inhalation von Staub (auf der Quelle und bis 100 m vom Quellrand),
- Exposition durch Ingestion von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (Kontamination von Lebensmitteln über den terrestrischen Pfad auf der Quelle und bis 100 m vom Quellrand),
- Exposition durch Direktingestion von Boden (nur auf der Quelle)

- Exposition durch Inhalation von Radon und kurzlebiger Radonzerfallsprodukte (auf und neben der Quelle, wenn bergbaubedingte Radonkonzentration  $> 5 \text{ Bq m}^{-3}$ ).

Durch die Angabe der „Wirkungsbereiche“ wird die Auswahl nur tatsächlich relevanter Expositionspfade erleichtert und somit ein möglicher Automatismus bei der Dosisberechnung vermieden, im Zweifelsfall konservativ immer alle Expositionspfade zu berücksichtigen.

Die äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens ist dann relevant, wenn sich der Expositionsort der Referenzperson in einer Entfernung von bis zu 20 m vom Rand der Hinterlassenschaft befindet. Dieser Abstandswert begründet sich auf Modellrechnungen, die belegen, dass in dem interessierenden Energiebereich etwa 85% der Dosis durch äußere Gammastrahlung innerhalb eines Abstandes von 20 m von einer Quelle mit homogen verteilter Aktivität auftreten [ME98].

Der Pfad „Inhalation von Staub“ ist bis zu Entfernungen von 100 m vom Rand der Quelle relevant. Dieser Wert beruht auf Untersuchungen, die im Thüringer Bergbauggebiet von der damaligen Gesellschaft für Strahlenforschung (GSF) durchgeführt wurden [BU94]. Hier zeigte sich, dass in Ausblasrichtung eines Abwetterschachtes die Nuklide U-238, Ra-228, Ra-226 und Pb-210 im Boden nur unterhalb eines Abstandes von 100 m signifikante Änderungen gegenüber dem Untergrund nachweisbar sind. In diesem Zusammenhang ist jedoch anzumerken, dass bergbaulich kontaminierter Staub hauptsächlich durch Aufwirbelung (Resuspension) abgelagerter Partikel zur Strahlenexposition durch Inhalation und Ablagerung auf Pflanzen beiträgt (s. Abschnitt 4.2). Meteorologisch bedingte Staubaufwirbelungen sind im nennenswerten Umfang aber nur auf großflächigen trockenen Böden mit wenig Vegetation und lang anhaltender Trockenheit zu erwarten und stellen daher in Mitteleuropa eher die Ausnahme dar. Anthropogen verursachte Aufwirbelungen, wie z.B. Materialumlagerungen oder Fahrzeuge auf unbefestigten Flächen, können kurzfristig zu größeren Staubverfrachtungen führen, lassen sich aber nur schwer modellieren. Auch sind der Zeitpunkt und die Dauer von Staubemissionen von Bedeutung (Vegetationsperiode!). Für den Fall anthropogen verursachter Aufwirbelungen werden daher standortspezifische Untersuchungen empfohlen.

Im Vergleich zur AVV werden in den BglBb zusätzlich die beiden Pfade "Direktingestion von Boden" und "Inhalation von Staub" berücksichtigt. Damit wird der Tatsache Rechnung getragen, dass sich bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen im unmittelbaren Lebensumfeld befinden und direkt genutzt werden können. Dabei kann insbesondere für spielende Kinder eine unbewusste orale Aufnahme kontaminierten Materials nicht ausgeschlossen werden. Ebenso ist die Inhalation von aufgewirbeltem Staub bei solchen Nutzungsszenarien in Betracht zu ziehen.

Die Möglichkeit, dass eine Hinterlassenschaft auch landwirtschaftlich als Grünland genutzt werden kann, führte zur Einführung eines zusätzlichen Kontaminationsszenariums, das die direkte Bodenaufnahme von Nutztieren beim Weiden berücksichtigt.

Eine weitere Abweichung gegenüber der AVV stellt der Verzicht auf die beiden Pfade „Exposition durch Betastrahlung innerhalb der Abluftfahne“ und „Exposition durch Gammastrahlung aus der Abluftfahne“ dar. Für diese Pfade würden nennenswerte Strahlenexpositionen nur bei Emissionen mit Abwettern resultieren. Im Vergleich zu dem hier relevanten Expositionspfad „Inhalation von Staub“ können die effektiven Dosen jedoch vernachlässigt werden, wie die in Tabelle 3-1 zusammengefassten Ergebnisse von Expositionsberechnungen zeigen.

**Tabelle 3-1: Vergleich der aus Ableitungen in die Atmosphäre resultierenden effektiven Dosen für die in den BglBb zu berücksichtigenden Nuklide. Den Berechnungen wurden folgende Annahmen zugrunde gelegt: Ableitung =  $1 \cdot 10^{10}$  Bq a<sup>-1</sup>; Emissionshöhe = 20 m; Quelldistanz = 50 m; Windgeschwindigkeit = 1 m s<sup>-1</sup>; Kurzeitenausbreitungsfaktor Gammasubmersion (Kategorie D) = 0,01 s m<sup>-2</sup>; Verdünnungsfaktor (Kategorie D) =  $4,8 \cdot 10^{-5}$  s m<sup>-3</sup>; Expositionszeit = 1000 h a<sup>-1</sup>; Dosiskoeffizienten für Beta- und Gammasubmersion aus [BMU01]**

Nuklid	Effektive Dosis in $\mu\text{Sv a}^{-1}$		
	Inhalation	Betasubmersion	Gammasubmersion
U-238	40	0E+00	5E-06
U-234	50	1E-07	6E-06
Th-230	200	1E-07	4E-06
Ra-226	50	6E-06	2E-05
Pb-210	20	2E-07	9E-06
Po-210	50	0E+00	0E+00
U-235	40	1E-05	5E-04
Pa-231	2000	9E-06	2E-04
Ac-227	8000	8E-07	0E+00
Th-232	350	1E-07	4E-06
Ra-228	40	4E-06	2E-05
Th-228	600	8E-07	9E-06
Ra-224	40	5E-06	4E-05
Gemisch*)	900	7E-06	8E-05

\*) Analog zur BglBb werden im Gemisch nur die Nuklide der Uran-Radium- und Uran-Actinium-Reihe berücksichtigt (beide Reihen im radioaktiven Gleichgewicht, Aktivitätsverhältnis U-238/U-235 = 20:1)

Für die Berechnung der effektiven Dosis durch Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten zeigt sich ein ähnliches Bild. Auch hier dominiert die durch Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten hervorgerufene effektive Dosis deutlich gegenüber der Beta- bzw. Gammasubmersion.

Nach BglBb sind bei einer Expositionsabschätzung ausdrücklich nur die tatsächlich relevanten Pfade zu betrachten, wobei auch mögliche künftige Nutzungen zu berücksichtigen sind. So können beispielsweise schon bei einer Halde mit einer Rekultivierungsschicht von (20 - 30) cm Abdeckung die Expositionspfade "Inhalation von aufgewirbeltem Staub" und „Ingestion von Boden“ wirksam unterbunden werden. Das gilt natürlich nur für Nutzungen, die zu keiner Zerstörung der Abdeckschicht führen. An diesem Beispiel wird ersichtlich, wie wichtig es ist, neben der aktuell zulässigen Nutzung auch mögliche künftige Nutzungen bei der ra-

diologischen Bewertung bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen zu berücksichtigen. Entsprechend BglBb sind diese künftigen Nutzungen anhand planungsrechtlicher Festsetzungen zu ermitteln. Fehlen planungsrechtliche Festsetzungen, ist die Prägung des Gebiets unter Berücksichtigung der absehbaren Entwicklung zugrunde zu legen. Üblicherweise kann ein Flächennutzungsplan die Grundlage dieser qualitativen Bewertungen bilden. Zu beachten ist, dass wegen der „Reichweite“ bestimmter Expositionspfade nicht nur Nutzungen auf der Anlage oder Einrichtung sondern auch in deren Umgebung bei der radiologischen Bewertung zugrunde zu legen sind. Ändern sich die Nutzungsbedingungen (beispielsweise durch Umdenkungen von Flächennutzungsplänen) ist auf der Basis neuer Nutzungsmöglichkeiten die radiologische Bewertung zu aktualisieren.

Die bisherige Praxis bei der Anwendung der BglBb hat gezeigt, dass wegen des Fehlens einer zeitlichen Begrenzung der Interpretationsspielraum beim Begriff „künftiger Nutzungen“ je nach Interessenlage (Behörde, Grundstückseigentümer) zu unterschiedlichen Bewertungen einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung führen kann. Generell sollten zukünftige Strahlenexpositionen für Zeiträume abgeschätzt werden,

- in denen nicht vernachlässigbare Strahlenexpositionen auftreten können,
- die das zu erwartende Maximum der Strahlenexpositionen erfassen und
- für die hinreichend zuverlässige Aussagen getroffen werden können.

Als Orientierung für einen Bewertungszeitraum kann der schon oben erwähnte Entwurf einer Strahlenschutz-Altlastenverordnung dienen [BMU05], in dem Abschätzungen der Strahlenexpositionen für einen Zeitraum von 200 Jahren als ausreichend angesehen werden. Für den Fall, dass die maximalen Strahlenexpositionen erst später auftreten können, sind nach [BMU05] längere Zeiträume, jedoch nicht mehr als 1000 Jahre, zugrunde zu legen. Auch wenn in den BglBb die Gleichungen zur Berechnung der Strahlenexposition keinen Term beinhalten, der die Abhängigkeit von Langzeiteffekten beschreibt, sind diese Prognosezeiträume insbesondere relevant für die in den Leitfäden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten [BFS10b] beschriebenen Modellierungen des Schadstoffaustrags aus Halden und Absetzanlagen sowie des Schadstofftransportes im Grundwasser.

### **3.5 Vorgaben für die Ermittlung der Strahlenexposition**

In diesem Abschnitt der BglBb werden für die drei Expositionsszenarien die grundsätzlich zu berücksichtigenden Expositionspfade mit ihren Relevanzkriterien und den zu beachtenden Randbedingungen dargestellt.

### 3.5.1 Expositionsszenario „Aufenthalt in Gebäuden“

Bei der radiologischen Bewertung bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen sowie der von ihnen kontaminierten Grundstücke ist das Szenario „Aufenthalt in Gebäuden“ nur dann zu berücksichtigen, wenn im Gebäude bergbaubedingte Radonkonzentration  $> 5 \text{ Bq m}^{-3}$  auftreten können und/oder das Gebäude nicht weiter als 100 m vom Rand entfernt steht. Im ersten Fall ist die Exposition durch „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“, im zweiten Fall durch die „Inhalation von Staub“ zu betrachten. Befindet sich das Haus in unmittelbarer Nähe der Quelle (bis 20 m vom Rand), ist außerdem der Pfad „Äußere Exposition durch Gammastrahlung“ relevant. Andere Expositionspfade müssen in diesem Szenario grundsätzlich nicht betrachtet werden. (So wird beispielsweise die Ingestion sedimentierten Staubes oder Bodenmaterials im Gebäude nicht als Regelfall angesehen).

Für den Pfad „Inhalation von Staub“ wird unterstellt, dass von dem im Freien neben dem Haus vorhandenen Staub nur die Hälfte in das Gebäude gelangt und dort inhaliert wird. Diese Reduzierung der Staubkonzentration wurde aus einer Arbeit zur Beurteilung von Freisetzungen aus kerntechnischen Anlagen abgeleitet [BS87], wobei die beim Bergbau veränderte Korngrößenverteilung berücksichtigt wurde.

### 3.5.2 Expositionsszenario „Aufenthalt an unterirdischen Arbeitsplätzen“

Grundsätzlich sind für dieses Szenario die konkreten arbeitsplatzbezogenen Verhältnisse bei der Berechnung der Strahlenexposition zugrunde zulegen. Mögliche relevante Expositionspfade stellen hier die „Äußere Exposition durch Gammastrahlung“, „Inhalation von Staub“ sowie die „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“ dar. Nur für den letztgenannten Pfad werden in den BglBb Vorgaben zur Berechnung der Strahlenexposition gemacht und sie betreffen auch nur die Dosiskoeffizienten zur Umrechnung der potenziellen Alphaenergie-Exposition in die effektive Dosis für Rn-222 und Rn-220. Die Angaben zum Gleichgewichtsfaktor für Rn-222 beziehen sich dagegen nur auf den Aufenthalt im Freien oder in Gebäuden. Generell ist für die Berechnung der Strahlenexposition durch Aufenthalt an unterirdischen Arbeitsplätzen die „Richtlinie für die Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten nach Teil 3 Kapitel 2 Strahlenschutzverordnung (Richtlinie Arbeiten)“ [BMU04] maßgeblich, in der die entsprechenden Berechnungsformeln und Parameter aufgeführt sind. Erläuterungen zur Vorgehensweise finden sich im „Leitfaden für die Umsetzung der Regelungen nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV“, in dem Methoden für die Abschätzung und Ermittlung der Strahlenexpositionen von Beschäftigten empfohlen werden [BEC05].

In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die in der Richtlinie Arbeiten bzw. im entsprechendem Leitfaden angegebenen Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition für die Pfade „Inhalation von Staub“ und „Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens“ von einigen Parametern der BglBb abweichen. Das betrifft für die Referenzperson

„Beschäftigter“ sowohl die Inhalationsdosiskoeffizienten als auch den Umrechnungsfaktor von der Umgebungsäquivalentdosis in effektive Dosis. Näheres dazu in den Abschnitten 4.1 und 4.2.

### 3.5.3 Expositionsszenario „Aufenthalt im Freien“

Relevante Pfade für das Szenario „Aufenthalt im Freien“ sind „Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens“, Inhalation von Staub“, „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“ und „Direktingestion von Boden“ mit den gleichen Abstandskriterien wie für das Szenario „Aufenthalt in Gebäuden“ (s. 3.5.1). Der im Vergleich zum „Aufenthalt in Gebäuden“ hinzugekommene Pfad „Direktingestion von Boden“ gilt dabei nur *auf* einer bergbaulichen Hinterlassenschaft oder kontaminierten Fläche (s. 3.5.6).

### 3.5.4 Expositionsszenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“

#### a) Zum „Anteil lokaler Produktion“

Der Einführung eines sog. „Anteil an lokaler Produktion“ lag der Gedanke zugrunde, dass die direkte Nutzung bergbaulicher Hinterlassenschaften oder deren Umgebung durch Staubabwehrung oder Beregnung nur zu einer räumlich begrenzten nennenswerten Kontamination landwirtschaftlicher Produkte führt (im Gegensatz beispielsweise zu Kernanlagen mit Kaminableitungen in großen Höhen). Bei der Berechnung der Strahlenexposition durch den Verzehr von Lebensmittel ist daher davon auszugehen, dass nicht der gesamte Bedarf an Lebensmittel durch bergbauliche Hinterlassenschaften kontaminiert wird und somit die lokal kontaminierten landwirtschaftlichen Produkte mit unkontaminierten überregionalen Produkten „verdünnt“ werden. Aus diesem Grund wurde schon 1992 bei der Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften durch die SSK ein sog. „Verdünnungsfaktor für den Verzehr aller landwirtschaftlicher Produkte“ eingeführt [BMU92]. Der empfohlene Wert betrug 0,25 und wurde aus internationalen Untersuchungen abgeleitet, da seinerzeit für die Bundesrepublik keine belastbaren Angaben vorlagen. In der ersten Fassung der BglBb von 1999 [BMU99a] wurde dieser Wert für alle Nahrungsmittel (außer Trinkwasser und Muttermilch) übernommen.

Anhand neuerer Untersuchungen konnte der Anteil lokaler Produktion für einige Lebensmittelgruppen präzisiert werden. Die Auswertung einer umfangreichen Verzehrsstudie für Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet [NRW01] ergab, dass die Selbstversorgung bei Kleingärtnern für Gemüse bei rund 40% und für Obst bei rund 30% liegt. Dabei schwanken die Angaben je nach Art der Datenerhebung. Aus Interviews wurden Anteile von 54% für Obst und 48% für Gemüse ermittelt, während aus Verzehrsprotokollen Anteile von 35% für Obst und 41% für Gemüse bestimmt wurden. Im Sinne eines möglichst realistischen aber ausreichend konservativen Bewertungsansatzes wurden für die Lebensmittelgruppen „Obst“ und „Gemüse“ jeweils Selbstversorgeranteile von 0,5 festgelegt.

Zur Charakterisierung der Selbstversorgeranteile für die Lebensmittelgruppen „Milch/Milchprodukte“ und „Fleisch/Fleischprodukte“ wird davon ausgegangen, dass eine private Selbstversorgung durch eine Viehhaltung pro Haushalt in der Bundesrepublik lediglich die Ausnahme darstellt und das landwirtschaftliche Betriebe die Bevölkerung mit regional erzeugten Produkten versorgen. Nach einer Studie der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH [GRS03] nutzen etwa 20% aller landwirtschaftlichen Betriebe in der Bundesrepublik den sog. Hofverkauf, bei dem die landwirtschaftlichen Produkte der Region direkt vermarktet werden. In derselben Studie werden auch Angaben zur Bedarfsdeckung über den Hofverkauf für verschiedene Nahrungsprodukte zusammengestellt und ein Wert von 42% für Fleisch/Fleischprodukte für Haushalte angegeben, die den Hofverkauf nutzen. Auf dieser Basis wurde der lokale Anteil der Produktion für Fleisch/Fleischprodukte von 0,5 abgeleitet. Für die Lebensmittelgruppe „Milch/Milchprodukte“ wird in der o.g. GRS-Studie nur für Milchprodukte (Käse) eine Bedarfsdeckung durch Einkauf auf Wochenmärkten von 18% angegeben. Ein relevanter Hofverkauf für Milch wird in dieser Studie verneint, da dieser insbesondere durch einen hohen Aufwand zur Einhaltung gesetzlicher Hygienebestimmungen nicht rentabel sei. Nach einer Studie des Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) [BU03] kann allerdings ein relativ hoher Anteil der Direktvermarktung von Frischmilch von ca. 10% am Gesamtabsatz zugrunde gelegt werden. Da man davon ausgehen kann, dass Personen, die diese Art des Milchkaufes bevorzugen, auch damit einen großen Teil ihres gesamten Milchkonsums abdecken, wurde analog zum Fleisch ein lokaler Anteil der Produktion von Milch/Milchprodukten von 0,5 abgeschätzt.

Im Gegensatz zu anderen in den BglBb genannten Lebensmittelgruppen wird der Verzehr von bergbaulich kontaminierten Getreide bzw. Getreideprodukten im Regelfall als nicht relevant beurteilt. Diese Einschätzung beruht auf der sowohl bei der Produktion als auch beim Vertrieb erfolgten Verdünnung von kontaminierten Getreide bzw. Getreideprodukten (z.B. Mehl) mit unkontaminierten Getreide bzw. Getreideprodukten. So erfolgt in Deutschland die Veredlung von Getreide zu Mehl i.w. in Großmühlen mit Verarbeitungskapazitäten von etwa  $10\,000\text{ t a}^{-1}$  bis  $100\,000\text{ t a}^{-1}$  (2004 wurden etwa 95% des gesamten Getreides in Großmühlen verarbeitet). Dem stehen von einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung möglicherweise kontaminierte Getreidemengen im Bereich von höchstens einigen  $100\text{ t a}^{-1}$  gegenüber. Eine ausschließliche Verarbeitung kontaminierten Getreides in sog. Kleinstmühlen (Kapazität  $< 500\text{ t a}^{-1}$ , Marktanteil 0,4%) mit anschließendem Hofverkauf wird nicht als Regelfall angesehen.

#### b) Expositionspfade

Die bei der Freisetzung radioaktiver Stoffe mit der Luft und mit dem Wasser zu berücksichtigenden Expositionspfade sind identisch mit den in der StrlSchV, Anlage VII, Teil A (zu §§ 29

und 47) genannten Pfaden, wobei die in den BglBb detailliert beschriebenen „Muttermilch-Pfade“ in der StrlSchV zu zwei Pfaden zusammengefasst wurden. Weitere Pfade betreffen den Kontaminationsweg „Transfer vom Boden zur Pflanze“, der die direkte oder indirekte (über Futterpflanzen) Ingestion radioaktiver Stoffe berücksichtigt, die von Pflanzen beim Wachsen auf einer bergbaulichen Hinterlassenschaft aufgenommen werden. Diese Pfade sind dementsprechend auch nur dann relevant, wenn die zu bewertende Hinterlassenschaft gärtnerisch oder landwirtschaftlich genutzt wird bzw. werden kann.

Eine Besonderheit stellt die Relevanz bestimmter Pfade bei der Freisetzung mit dem Wasser dar. Hier soll die Anwendung fließratenabhängiger Relevanzkriterien bei der Nutzung kontaminierter Oberflächenwässer zu mehr Realismus bei der Expositionsabschätzung führen: So wird generell davon ausgegangen, dass Oberflächengewässer erst ab einer mittleren Durchflussrate von  $50 \text{ l s}^{-1}$  sinnvoll genutzt werden können und einige Pfade erst bei höheren Durchflussraten von  $500 \text{ l s}^{-1}$  bzw.  $5000 \text{ l s}^{-1}$  relevant sind. Die angegebenen mittleren Fließratengrenzen entsprechen einer Abschätzung auf der Basis von Erfahrungswerten [BS99a]. Auf der Grundlage dieses fließratenabhängigen Nutzungsmodells wurden auch die Überwachungsgrenzen für NORM (StrlSchV, Anlage XII, Teil B) abgeleitet [BS99].

#### c) Zur Größe der kontaminierten Anbaufläche

In diesem Absatz der BglBb wird darauf hingewiesen, dass eine durch den Bergbau kontaminierte Anbaufläche „ausreichend groß und geeignet“ sein soll, um das Szenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ mit dem entsprechenden Anteil lokaler Produktion von 0,5 bei der Expositionsabschätzung zu berücksichtigen. Dieses Relevanzkriterium ist nicht weiter spezifiziert worden, das es insbesondere für die gärtnerische Nutzung schwierig ist, geeignete Mindestanbauflächen für die hauptsächlichsten Obst- und Gemüsesorten (insbesondere aufgrund unterschiedlichster Bewuchsdichten) zu quantifizieren. Vorgärten mit wenigen Quadratmetern sind sicherlich ungeeignet, 50% der Obst- oder Gemüseversorgung zu sichern. Als Entscheidungshilfe kann hier der Hinweis dienen, dass in der o.g. Verzehrsstudie für Kleingärten [NRW01] neben dem Eigenversorgungsanteil auch eine mittlere Parzellenfläche von  $370 \text{ m}^2$  ermittelt wurde. In dieser Größenordnung sollten nutzbare Gartenflächen liegen, wenn man die Selbstversorgungsanteile für Obst und Gemüse von 0,5 auf diese mittlere Parzellenfläche bezieht.

Für die Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion tierischer Produkte ist in den BglBb, Teil II, Ziff. 4, Hinweis b) festgelegt, dass dieser Pfad nur dann zu berücksichtigen ist, wenn die Weide (für die Haltung eines Rindes) mindestens  $1 \text{ ha}$  groß ist. Dieser Wert wurde abgeleitet aus einer Bewuchsdichte von Weidepflanzen von  $8,5 \text{ t ha}^{-1}$  (BglBb, Tabelle IV.4) und der Annahme, dass ca. dreimal im Jahr abgeweidet bzw. geschnitten wird. Der sich dar-

aus ergebende Ertrag von  $25,5 \text{ t ha}^{-1}$  und einem Futtermittelverbrauch von  $23,7 \text{ t a}^{-1}$  (BglBb, Tabelle IV.4) führt zu einem Mindest-Flächenbedarf eines Rindes von ca.  $1 \text{ ha a}^{-1}$ .

d) Zum „Verzehr von Säuglingsmilchnahrung oder Muttermilch“

Säuglinge (Referenzpersonen < 1a) können durch Kontamination der Muttermilch oder des Trinkwassers eine Strahlenexposition erfahren. Sind beide Kontaminationswege möglich, so sind nach BglBb beide Ernährungsvarianten alternativ zu berücksichtigen (wenn der „Wasserpfad“ ausgeschlossen werden kann, ist trivialerweise nur der „Muttermilchpfad“ relevant). Der wahrscheinlich häufigste Fall einer „Mischernährung“ (Stillen und Säuglingsmilchnahrung) im ersten Lebensjahr ist damit auch abgedeckt. Die Berücksichtigung beider Ernährungsmöglichkeiten ist erforderlich, da unabhängig vom „Wasserpfad“, der zu einer Kontamination der Säuglingsnahrung führen kann, die Muttermilch zusätzlich über den Luft- und Bodenpfad durch Inhalation und Ingestion von der stillenden Mutter kontaminiert werden kann. Für den Fall, dass nur der „Wasserpfad“ relevant ist, ist im Grunde genommen nur der Kontaminationsweg über die Säuglingsmilchnahrung zu berechnen, da hier das kontaminierte Wasser vom Säugling direkt aufgenommen wird und demzufolge höherer Strahlendosen bewirkt als der „Muttermilchpfad“, in dem nur Bruchteile der von der Mutter inkorporierten Radionuklide mit der Muttermilch dem Säugling zugeführt werden.

e) Berücksichtigung von Grund- und Oberflächenwasserkontamination

Eine bergbauliche Anlage oder Einrichtung kann sowohl Grund- als auch Oberflächenwasser kontaminieren. Bei der Berechnung der Strahlenexposition sind daher gleiche Teilpfade alternativ zu berücksichtigen. Gleiche Teilpfade bedeutet hier, dass für ein in den BglBb, Teil I., Ziff. 2.6.4 b) genannten Expositionspfad für eine Freisetzung mit dem Wasser die Kontamination sowohl über das Grundwasser als auch über das Oberflächenwasser erfolgen kann. So kann beispielsweise im Teilpfad „Viehtränke - Kuh - Milch“ das Wasser für die Viehtränke aus dem Grund- oder aus dem Oberflächenwasser gewonnen werden.

Unberührt davon bleibt, dass unterschiedliche relevante Teilpfade verschiedener Kontaminationswege zusammenzufassen sind, wie z.B. „Grundwasser - Trinkwasser“ und „Oberflächenwasser - Beregnung“.

### 3.5.5 Zur „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“

a) In den BglBb wird darauf verwiesen, dass von den beiden Radonisotopen Rn-222 und Rn-220 die bergbaubedingte Strahlenexposition in der Regel maßgeblich durch die Inhalation von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten bestimmt wird. Dies liegt i.W. in der

geringen Halbwertszeit des Rn-220 von 55,6 s und der Tatsache begründet, dass für Einzelpersonen der Bevölkerung die Radonexposition bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen durch atmosphärische Freisetzungen bzw. Ableitungen bestimmt wird<sup>3</sup>. Hierbei wird unterstellt, dass bei Gebäuden, die sich auf einem bergbaulichen Objekt befinden oder Verbindungen zu unterirdischen Grubensystemen aufweisen, die Strahlenexposition durch aus dem Bauuntergrund eindringendes Radon hauptsächlich durch Rn-222 verursacht wird.

Radon-220-Konzentrationen in der Atemluft der freien Atmosphäre führen in Deutschland unter natürlichen Bedingungen (ähnliche spezifische Aktivitäten der „Mutternuklide“ Ra-224 und Ra-226 in Böden und überwiegend diffusive Exhalation) im Vergleich zu Radon-222 zu vernachlässigbaren Strahlenbelastungen [WIN98]. Zwar können in Böden und Gesteinen in Deutschland im Einzelfall Thoriumanomalien auftreten (bis zu 80 ppm in Graniten in Ostbayern), großflächig liegen aber die mittleren Th-232- und U-238-Konzentrationen in vergleichbaren Größenordnungen [KEM96]. Bergbauliche Aktivitäten, die zu Abweichungen von der o.g. natürlichen Situation führen, sind in der Regel durch höhere spezifische Aktivitäten von Nukliden der U-238-Reihe in Materialien wie Berge, Erze oder Aufbereitungsrückstände gekennzeichnet. Auch die insbesondere an bergbaulichen Ablagerungen wie z.B. Halden beobachtete atmosphärische Radonfreisetzung durch Konvektion wird eher zu höheren Exhalationsraten für Rn-222 als für Rn-220 führen, da aufgrund der größeren Transportgeschwindigkeit gegenüber Diffusion auch entfernt liegende Gebiete zur Rn-222-Freisetzung beitragen können.

b) Die Inhalation von Rn-220 und seine kurzlebigen Zerfallsprodukten stellt nach BglBb daher nur an Arbeitsplätzen einen relevanten Expositionspfad dar. Der dafür angegebene Dosiskoeffizient von  $0,5 \text{ Sv m}^3 \text{ J}^{-1} \text{ h}^{-1}$  für Beschäftigte wurde [EUR96] entnommen und bezieht sich auf die potentielle Alpha-Energie-Konzentration (PAEC) der kurzlebigen Zerfallsprodukte des Rn-220 in  $\text{J m}^{-3}$ . Die PAEC kann auch durch die sogenannte Gleichgewichtskonzentration des Mutternuklids Rn-220  $C_{\text{eq,Tn}}$  in  $\text{Bq m}^{-3}$  beschrieben werden. Das ist eine fiktive Konzentration, in der das Rn-220 im radioaktiven Gleichgewicht mit den kurzlebigen Zerfallsprodukten steht und denselben Wert der PAEC besitzt wie das tatsächliche sich nicht im radioaktiven Gleichgewicht befindende Gemisch der Zerfallsprodukte:

$$C_{\text{eq,Tn}} = 0,913 \cdot C_{\text{Pb212}} + 0,087 \cdot C_{\text{Bi212}} \quad (3.5-1)$$

Hierin bedeuten:

---

<sup>3</sup> Durch die Freisetzung von Radonisotopen in Gebäuden aus bergbaulich kontaminiertem Baumaterial können zwar nennenswerte Strahlenexpositionen auftreten, dieses Szenario fällt aber nicht in den Anwendungsbereich der BglBb.

$C_{\text{eq,Tn}}$  Gleichgewichtskonzentration des Nuklids Rn-220 in  $\text{Bq m}^{-3}$

$C_{\text{Pb212}}$  Konzentration des Zerfallsprodukt Pb-212 in  $\text{Bq m}^{-3}$

$C_{\text{Bi212}}$  Konzentration des Zerfallsprodukt Bi-212 in  $\text{Bq m}^{-3}$

Die Beiträge der Nuklide Po-216 und Po212 können aufgrund der geringen Halbwertszeiten vernachlässigt werden.

Mithilfe der Umrechnung  $1 \text{ Bq m}^{-3} C_{\text{eq,Tn}} = 7,6 \times 10^{-8} \text{ J m}^{-3}$  ergibt sich für den o.g. Dosiskoeffizient für Beschäftigte ein Wert von  $38 \text{ nSv m}^3 \text{ Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

Zum Ausschlusskriterium

In Teil I., Ziff. 2.6.5.1 der BglBb werden Vorgaben zur Prüfung des in Teil I., Ziff. 2.3.2.a) genannten Ausschlusskriteriums beschrieben. Dieses Ausschlusskriterium bedeutet, dass an einem Standort die Summe aller bergbaubedingten Radon-222-Konzentrationen  $\leq 5 \text{ Bq m}^{-3}$  bei der Berechnung der Strahlenexposition nicht berücksichtigt werden müssen. Bei der Ableitung dieses Wertes wurde davon ausgegangen, dass bergbaubedingte effektive Dosen unterhalb von  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  in eine Gesamtdosisbetrachtung nicht einbezogen werden müssen: Unter Zugrundelegung einer Rn-222-Konzentration von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$ , eines Gleichgewichtsfaktors von 0,4, einer Expositionszeit von  $8760 \text{ h a}^{-1}$  und einem Dosiskonversionskoeffizienten von  $6,1 \text{ nSv (Bq m}^{-3} \text{ h)}^{-1}$  errechnet sich eine effektive Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung von  $0,11 \text{ mSv a}^{-1} \approx 0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ . Dabei wurde unterstellt, dass die durch atmosphärische Freisetzungen aus bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen bedingte Rn-222-Konzentration im Freien in Gebäuden den gleichen Wert aufweist. Modifikationen der Parameter Gleichgewichtsfaktor und Expositionszeit, die zu anderen Werten des Ausschlusskriteriums führen, sind nicht zulässig, da die Herleitung des  $5 \text{ Bq m}^{-3}$ -Kriteriums im Sinne des Strahlenschutzes konservativ abdeckend ist und unabhängig von sich möglicherweise ändernden Randbedingungen gelten soll.

Wenn ein Messwert der Rn-222-Konzentration mit dem Ausschlusskriterium von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  zu vergleichen ist, so ist dabei ein Wert des natürlichen Untergrundes in Rechnung zu stellen. Mit dem in den BglBb verwendeten allgemeinen Untergrundwert von  $10 \text{ Bq m}^{-3}$  resultiert ein Ausschlusskriterium von  $15 \text{ Bq m}^{-3}$ . Der Untergrundwert von  $10 \text{ Bq m}^{-3}$  wurde aus den vom BfS 2003 bis 2006 durchgeführten deutschlandweiten Messungen der Rn-222-Konzentration abgeleitet [KUE10] und stellt einen deutschlandweiten Mittelwert ohne die in unmittelbarer Küstennahe gemessenen sehr niedrigen Radonkonzentrationen dar (siehe Abschnitt 5.3). Aus diesen Messungen geht auch hervor, dass das auf der Basis von  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  berechnete Ausschlusskriterium von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  im unteren Bereich der natürlichen Radon-222-

Konzentration liegt und etwa 10% der Schwankungsbreite der beobachteten Werte in Deutschland beträgt.

#### Zur Anwendung von Freisetzungs- und Transportmodellen

Die in die Dosisermittlung auf der Grundlage der BglBb einfließenden radiologischen Größen sollten vorzugsweise durch Messungen ermittelt werden. Häufig ist darüber hinaus die Anwendung von Freisetzungs- und Transportmodellen für Radionuklide in Luft und in Wasser erforderlich. Im Sinne einer einheitlichen, wissenschaftlich fundierten und an den Erfordernissen der Praxis orientierten Durchführung solcher Modellierungen hat das BfS Leitfäden „zur Untersuchung und radiologischen Bewertung bergbaulicher Altlasten“ entwickelt [BFS10a].

#### Zum vereinfachten Verfahren gemäß Anlage VI

In der Anlage VI der BglBb werden vereinfachte Verfahren zur Prüfung des Ausschlusskriteriums beschrieben. Schwerpunkte stellen dabei die im Auftrag des BMU von der Fa. Brenk-Systemplanung entwickelten generischen atmosphärischen Ausbreitungsmodelle zur Berechnung der Rn-222-Konzentration auf und neben einer Flächenquelle dar sowie die generische Abschätzung einer mittleren Rn-222-Exhalationsrate einer Halde aus der spezifischen Ra-226-Aktivität des Materials [BS98]. Während die atmosphärischen Ausbreitungsmodelle auf bereits durchgeführten aufwändigen Modellrechnungen an konkreten Standorten des Uranbergbaus der Wismut GmbH basieren (einschl. Validierung mit Messungen der Rn-222-Freiluftkonzentration), stützt sich die generische Abschätzung der Rn-222-Exhalationsrate aus Halden auf eine Vielzahl von experimentellen Untersuchungen auf Halden des Uranbergbaus. Im Abschnitt 6 wird auf die Herleitung der generischen Modelle näher eingegangen.

#### Zu den Bedingungen für das Ausschlusskriterium

Das Ausschlusskriterium für Anlagen oder Einrichtungen gilt als erfüllt, wenn eine der folgenden Bedingungen eingehalten wird:

- a) Fläche  $> 1$  ha und mittlere Radon-222-Emissionsrate  $< 2 \text{ kBq s}^{-1}$
- b) Fläche  $< 1$  ha und mittlere Radon-222-Exhalationsrate  $< 0,2 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
- c) Abstand vom Expositionsort  $> 4$  km beim Standorttyp ebenes Gelände
- d) Abstand vom Expositionsort  $> 10$  km beim Standorttyp gebirgiges Gelände

Die Bedingungen a) und b) sind aus den für Expositionsorte auf einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung berechneten Radonkonzentrationen nach Gleichung (A3.2) der BglBb abgeleitet worden. Für eine Fläche von 1 ha und einer Emissionsrate von  $2 \text{ kBq s}^{-1}$  berechnet sich zwar eine über dem Ausschlusskriterium von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  liegende Radonkonzentration

(7 Bq m<sup>-3</sup>), die aber aufgrund der Konservativität des generischen Modells von etwa 30% [BS98] toleriert werden kann.

Für die Ableitung der Bedingungen c) und d) wurden für Expositionsorte neben einer Halde die Radonkonzentrationen nach der Gleichung (A3.3) der BglBb für eine Haldenoberfläche von 100 ha, eine mittlere spezifische Ra-226-Aktivität des Haldenmaterials von 1 Bq g<sup>-1</sup> und einer auf Konvektion beruhenden Radonfreisetzung berechnet. Die Kombination von Flächengröße 100 ha *und* mittlerer spezifischer Aktivität 1 Bq g<sup>-1</sup> *und* konvektiver Radonfreisetzung stellt für Anlagen und Einrichtungen des Alt- und Uranbergbaus in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen eine obere Schranke dar. Zwar weisen hier einige industrielle Absetzanlagen (IAA) größere Flächen bei höherer mittlerer spezifischer Aktivität auf, die atmosphärische Radonfreisetzung erfolgt aber bei IAA's überwiegend durch Diffusion. Für die anderen Bundesländer kann aus vorliegenden Untersuchungen geschlossen werden [REI05], dass insgesamt auch hier keine bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen in Abständen von 4 km bzw. 10 km bergbaubedingte Radonkonzentrationen > 5 Bq m<sup>-3</sup> verursachen.

#### 3.5.6 „Direktingestion von Boden“

Unter der „Direktingestion von Boden“ ist die unbeabsichtigte Aufnahme von kontaminiertem Material zu verstehen. Krankhafte Essstörungen (pica-syndrom), die mit einer erheblichen Aufnahme von Bodenmaterial einhergehen, werden nicht als Regelfall angesehen und in den BglBb nicht berücksichtigt. Die unbeabsichtigte Bodenaufnahme wird hauptsächlich bei spielenden Kindern beobachtet, für die auch in den Altersgruppen „1 - 2 a“ und „2 - 7 a“ die höchsten Boden-Aufnahmeraten von 50 mg h<sup>-1</sup> bzw. 30 mg h<sup>-1</sup> gelten.

Die direkte Aufnahme von Bodenmaterial ist ein Expositionspfad, der immer dann relevant ist, wenn größere Mengen kontaminierten Materials in die Umwelt gelangen können. In vom Bergbau geprägten Regionen zählen dazu Halden, Absetzanlagen oder andere kontaminierten Flächen, die sich oftmals im unmittelbaren Lebensumfeld der ansässigen Bevölkerung befinden und auch zum Teil betreten werden können. In solchen Fällen muss davon ausgegangen werden, dass es insbesondere bei spielenden Kindern auf diesen bergbaulichen Hinterlassenschaften zu oraler Bodenaufnahme größerer Materialmengen kommen kann. Der Pfad „Direktingestion von Boden“ ist im Sinne der BglBb nur auf der Hinterlassenschaft relevant. Bei einer atmosphärischen Verfrachtung von aufgewirbeltem Staub und Ablagerung auf dem Erdboden ist dieser Pfad aufgrund der großen Verdünnung mit unkontaminiertem Erdreich im Regelfall nicht zu betrachten (dabei wird angenommen, dass die dünne sedimentierte Staubschicht nicht großflächig oral aufgenommen wird sondern sich mit dem darunterliegenden unkontaminierten Boden vermischt).

### 3.5.7 Ausgangsgrößen der Expositionsrechnung

Die BglBb bieten prinzipiell die Möglichkeit, alle Expositionspfade auf der Basis der spezifischen Aktivität im Boden bzw. im Material sowie der Aktivitätskonzentration im Wasser bewerten zu können. Die Anwendung der entsprechenden Rechenvorschriften sollte jedoch nach dem Grundsatz „Messung vor Rechnung“ erfolgen. Dies gilt insbesondere für die radiologische Bewertung des Status quo einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung. Unter welchen Randbedingungen aus der spezifischen Aktivität bzw. Aktivitätskonzentration die Größen

- Umgebungsäquivalentdosisleistung,
- spezifische Aktivität im Lebensmittel,
- Aktivitätskonzentration in Luft und
- Radonzerfallsproduktkonzentration bzw. vergleichbare Größen

abgeleitet werden können, wird im Abschnitt 4 für die jeweiligen Expositionspfade erläutert.

In diesem Zusammenhang ist noch auf eine Besonderheit hinzuweisen: Die oben geforderte Präferenz von Messungen gegenüber Rechnungen gilt nicht uneingeschränkt für den Expositionspfad „Ingestion von Lebensmittel“, da eine repräsentative Beprobung von Lebensmittel nicht immer durchführbar ist. So wären bei einer landwirtschaftlichen oder gärtnerischen Nutzung streng genommen alle anbaufähigen Nutzpflanzen zu untersuchen. In solchen Fällen sollten die spezifischen Aktivitäten in Lebensmitteln mithilfe der Transferfaktoren aus der spezifischen Aktivität im Boden berechnet werden.

### 3.5.8 Zu berücksichtigende Radionuklide

Grundsätzlich sind bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Inkorporation die Nuklide der drei natürlichen Zerfallsreihen zu berücksichtigen. Schwerpunkt stellen dabei die Nuklide der beiden natürlichen Uran-Zerfallsreihen dar, da der Bergbau in Deutschland i.w. zu Veränderungen der Konzentration dieser Nuklide in den Umweltmedien geführt hat [ROE96]. Bergbaubedingte Anomalien der Nuklide der Thorium-Reihe können allerdings nicht ausgeschlossen werden und müssen entsprechend berücksichtigt werden. So wurden beispielsweise im Rahmen des BMU/BfS Projektes „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten (Altlastenkataster)“ erhöhte Aktivitätskonzentrationen von Ra-224 und Ra-228 in Schacht- und Stollenwässern nachgewiesen [ETT01].

Weiterhin ist anzumerken, dass nur die in den jeweiligen Berechnungsverfahren genannten langlebigen Nuklide einer Zerfallsreihe in die Expositionsrechnung einzubeziehen sind, da die Nachbildung der kurzlebigen Nuklide nach der Aufnahme im menschlichen Körper in den Modellen zur Berechnung der Dosiskoeffizienten berücksichtigt werden und die kurzlebigen

Nuklide nicht ohne das Mutternuklid aufgenommen werden. Durch die Beschränkung auf die relevanten Nuklide verringert sich nicht nur die Konservativität bei der Dosisberechnung sondern auch der Aufwand zur Bestimmung der Radionuklidkonzentration in den entsprechenden Medien.

### **3.6 Vereinfachtes Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition**

Eine realistische radiologische Bewertung bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen kann am sichersten auf der Basis von Immissionsmessungen erfolgen. Für die Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen ergibt sich damit das Problem, dass die gemessene Gesamtradioaktivität sich immer aus einem natürlichen und einem anthropogenen Anteil zusammensetzt. Bei der Ermittlung einer bergbaubedingten Strahlenexposition aus Messwerten ist daher der natürliche Pegel zu berücksichtigen.

Die BglBb bietet dazu ein mehrstufiges Verfahren an, das schrittweise zu realistischeren Dosen führt: Im ersten Schritt ist die Dosis ohne Abzug eines natürlichen Untergrundes zu berechnen. Überschreitet das Ergebnis einen Dosisrichtwert, sind bei der Berechnung allgemeine Werte der natürlichen Umweltradioaktivität abzuziehen. Diese Werte liegen in den BglBb, Anlage V in tabellierter Form vor. Stehen standortspezifische Untergrundwerte zur Verfügung, sind diese zu verwenden. Überschreitet die nach der Subtraktion allgemeiner Untergrundwerte bestimmte Dosis ebenfalls den Richtwert, sind im Einvernehmen mit der zuständigen Behörde standortspezifische Untergrundwerte zu bestimmen.

Bei der Erstellung der BglBb wurde versucht, die allgemeinen Untergrundwerte aus Gebieten abzuleiten, die „hinsichtlich natürlicher und zivilisatorischer Bedingungen vergleichbar, aber frei von Bergbaueinflüssen sind“ [ROE96]. In einigen Fällen gelang dies nicht vollständig. So musste beispielsweise für Lebensmittel (außer Trinkwasser) wegen kaum vorhandener Daten auch auf Untersuchungsergebnisse in Gesamtdeutschland zurückgegriffen werden. Die allgemeinen Untergrundwerte stellen in vielen Fällen Mittelwertschätzungen aus den vorliegenden Häufigkeitsverteilungen dar. Dadurch soll vermieden werden, dass einerseits zu geringe Untergrundwerte zu nicht gerechtfertigten Aufwand führen und andererseits zu hohe Werte eine unzureichende Sanierung bewirken.

## 4 Berechnungsverfahren (Teil II der BglBb)

Bei der Ausarbeitung der BglBb mussten Expositionsmodelle und Parameter gefunden werden, die einerseits hinreichend speziell sind, um möglichst realistische Expositionssituationen beschreiben zu können, andererseits aber auch so allgemein (und damit auch konservativ), um möglichst viele bergbauliche Hinterlassenschaften bewerten zu können.

Eine realistische, aber ausreichend konservative Ermittlung der Strahlenexposition impliziert, dass die in den Rechenmodellen verwendeten Parameter die typischen Expositionsverhältnisse in Bergbauregionen in Form mittlerer Werte widerspiegeln sollten. Nur wenn die Ableitung solcher Parameter aufgrund fehlender Informationen nicht möglich ist, muss auf allgemeinere Annahmen - unter Beachtung einer ausreichenden Konservativität - zurückgegriffen werden.

Bei der Ableitung der Parameter mussten verschiedene Wege beschritten werden. Während in vielen Fällen auf nationale und internationale Untersuchungsergebnisse Bezug genommen werden konnte (z.B. Bodenaufnahmerate, Transferfaktoren Boden-Pflanze u.a.), waren in Einzelfällen Plausibilitätsbetrachtungen und Expertenurteil erforderlich (z.B. Expositionszeiten). Hauptsächlich für die Modellierung des Radionuklidtransportes in der Biokette wurden dagegen Parameter (z.B. Beregnungsrate, biologische Zerfallskonstante u.a.) aus der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung [AVV90] bzw. der Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung [AVV05] verwendet.

In diesem Zusammenhang sei noch einmal darauf hingewiesen, dass bei der Dosisermittlung die BglBb im Ausnahmefall zwar eine begründete Abweichung von den vorgegebenen Parameterwerten zulassen, die Parameter zur Definition der Referenzperson allerdings nicht verändert werden sollten (s. Abschnitt 3.2.3).

In den BglBb wird durchgängig entsprechend StrlSchV, §3, Abs. 2 für die massebezogene Aktivität der Begriff „spezifische Aktivität“ und für die volumenbezogene Aktivität der Begriff „Aktivitätskonzentration“ verwendet (in der englischsprachigen Literatur wird zwischen beiden Aktivitätsangaben nicht unterschieden und üblicherweise der Begriff „activity concentration“ gebraucht).

Der Parameter „Expositionszeit“ wird in einem separaten Kapitel erläutert, da diese Größe in fast allen Szenarien (bis auf den Verzehr von Lebensmittel) bei der Berechnung der Strahlenexposition auftritt. Ein weiteres Kapitel beinhaltet eine Diskussion der Dosiskoeffizienten für die Inkorporation (Inhalation, Ingestion), die von der ICRP auf der Basis einer einmaligen Aktivitätszufuhr berechnet werden.

## 4.1 Berechnung der äußeren Strahlenexposition durch Gammastrahlung des Bodens beim Aufenthalt im Freien und in Gebäuden

Die Berechnung der äußeren Strahlenexposition berücksichtigt nur die Gammastrahlung des Bodens. Andere Teilpfade wie Strahlung aus einer Wolke oder andere Strahlungsarten (Alpha-, Betastrahlung) können hier vernachlässigt werden (s. Beispielrechnungen in Abschnitt 3.4).

Die äußere Strahlenexposition ergibt sich durch Multiplikation der gemessenen Umgebungs-Äquivalentdosisleistung mit der Expositionszeit, einem Faktor, der die Messgröße  $\dot{H}^*(10)$  in eine effektive Dosis umrechnet und einem Faktor der die Abschirmwirkung der Gammastrahlung beschreibt (BglBb, Teil II, Gleichung (1.1)):

$$E_{A,j} = f_{Kon,j} \cdot \sum_s \left( \dot{H}^*(10)_s - \dot{H}^*(10)^U \right) \cdot t_{Exp,j,s} \cdot a_s \quad (4.1-1)$$

Hierbei bedeuten:

$E_{A,j}$	Effektive Jahresdosis durch Gammastrahlung für die Referenzperson j in Sv
$\dot{H}^*(10)_s$	Umgebungs-Äquivalentdosisleistung im Freien in 1 m Höhe am Expositionsort s in $\text{Sv h}^{-1}$
$\dot{H}^*(10)^U$	Umgebungs-Äquivalentdosisleistung der natürlichen Gammastrahlung im Freien in 1 m Höhe in $\text{Sv h}^{-1}$
$f_{Kon,j}$	Umrechnungsfaktor von Umgebungs-Äquivalentdosis in effektive Dosis für die Referenzperson j, s. Anlage I, Tab. I.1
$t_{Exp,j,s}$	Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h, s. Anlage I, Tab. I. 2
$a_s$	Faktor zur Berücksichtigung der Abschirmwirkung am Expositionsort s auf Gammastrahlung im Freien, dimensionslos, s. Anlage I, Tab. I. 3

### 4.1.1 Messgröße Umgebungs-Äquivalentdosisleistung

Nach StrlSchV, § 117, Abs. 27 konnte bis zum 31. Juli 2011 für die Umgebungs-Äquivalentdosis auch die Messgröße Photonen-Äquivalentdosis  $H_x$  verwendet werden, die auch der ersten Fassung der BglBb zugrunde lag. Die Einführung der neuen Messgröße Umgebungs-Äquivalentdosisleistung hat praktisch keine Auswirkungen auf die Berechnungsvorschrift, da nach einer Empfehlung des Normenausschusses Radiologie (zitiert in

[AMB03]) die Messgrößen  $H^*(10) = H_x$  gesetzt werden kann, obwohl nach [BMU00] für Umgebungsstrahlung das Verhältnis eigentlich  $H^*(10)/H_x = 1,07$  beträgt. Das bedingt eine leichte Überschätzung der effektiven Dosis, da der Umrechnungsfaktor  $f_{kon,j}$  (s.u.) nicht nach unten korrigiert wird.

Die Messung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung auf oder im Nahbereich einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung dient in der Regel zur Bestimmung des Einflusses einer bergbaubedingten Veränderung der Konzentration von Nukliden der U-238-Reihe. Da bei der Messung aber auch die natürliche Gammastrahlung der Nuklide der Th-232-Reihe und des K-40 sowie die Gammakomponente der kosmischen Strahlung erfasst werden, sollte ein standortspezifischer Untergrundwert, der von dem Messwert zu substrahieren ist, auf einer mit dem Expositionsort vergleichbaren natürlichen Gammastrahlung basieren.

#### 4.1.2 Umrechnungsfaktor $f_{kon,j}$

Mithilfe des Umrechnungsfaktors  $f_{kon,j}$  kann für die Referenzperson  $j$  aus der Umgebungs-Äquivalentdosis  $H^*(10)$  eine effektive Dosis  $E$  bestimmt werden. Der Faktor  $f_{kon,j}$  hängt von der Energie, der Bestrahlungsgeometrie und dem Alter der Referenzperson ab. Die in den BglBb, Anlage I, Tab. I.1 aufgelisteten altersspezifischen Faktoren wurden wie folgt abgeleitet:

Ausgangspunkt ist das sog. Halbraummodell, bei dem die Referenzperson aufrecht auf einer horizontal unendlich ausgedehnten homogen kontaminierten Bodenschicht von 1 m Mächtigkeit steht. Für diesen Fall werden mithilfe numerischer Verfahren für verschiedene Photonenenergien und Altersgruppen in einem Phantom Organdosen berechnet, aus denen mit den bekannten Wichtungsfaktoren eine effektive Dosis ermittelt wird. Nach [PET91] ergeben sich die in der folgenden Tabelle 4-1 auf die Luftkerma  $K_a$  [Gy] in 1 m Höhe bezogenen Umrechnungsfaktoren (der für Erwachsene berechnete Faktor von  $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$  gilt praktisch für alle drei Komponenten der terrestrischen Strahlung und wird auch von UNSCEAR zur Berechnung der äusseren Strahlenexposition verwendet, siehe z.B. [UN00]):

**Tabelle 4-1: Auf die Luftkerma in 1 m Höhe bezogenen effektiven Dosen für drei verschiedene Phantome nach [PET91]**

Phantom	Umrechnungsfaktor von Luftkerma $K_a$ in effektive Dosis [ $\text{Sv Gy}^{-1}$ ]		
	U-238 - Reihe	Th-232 - Reihe	K-40
Kind (8 Wochen)	0,91	0,93	0,96
Kind ( 7 a)	0,78	0,82	0,82
Erwachsener	0,69	0,72	0,74

Die o.g. Umrechnungsfaktoren müssen noch auf die operative Messgröße Umgebungs-Äquivalentdosisleistung bezogen werden. Aus der Beziehung<sup>4</sup> (4.1-2) [DIN01] für natürliche Photonenstrahlung und der Vereinbarung  $H^*(10) = H_x$  (s.o.) ergeben sich die in Tabelle 4-2 dargestellten Umrechnungsfaktoren von  $H^*(10)$  in effektive Dosis<sup>5</sup> [Sv Sv<sup>-1</sup>].

$$H_x = 1,14 \cdot K_a \quad (4.1-2)$$

Mit

$H_x$  Photonenäquivalentdosis in Sv

$K_a$  Luftkerma in Gy

**Tabelle 4-2: Umrechnungsfaktoren zur Ermittlung der effektiven Dosis aus der Umgebungs-Äquivalentdosis  $H^*(10)$  für die nach [PET91] verwendeten drei Phantome**

Phantom	Umrechnungsfaktor von Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ in effektive Dosis [Sv Sv <sup>-1</sup> ]		
	U-238 - Reihe	Th-232 - Reihe	K-40
Kind (8 Wochen)	0,80	0,81	0,84
Kind ( 7 a)	0,68	0,71	0,72
Erwachsener	0,61	0,63	0,64

Die Zuordnung der für die drei Phantome berechneten effektiven Dosen auf die sechs Altersgruppen der BglBb erfolgte auf der Basis einer von Saito et al. [SAI91] entwickelten Abhängigkeit der berechneten Organdosen von der Körpermasse: Legt man die Körpermassen nach ICRP 89 [ICR02] zugrunde, resultieren die auf eine Ziffer gerundeten Umrechnungsfaktoren der Tabelle 4-3:

<sup>4</sup> Nach [DIN01] gilt in guter Näherung  $H_x = 1,141 \text{ Sv/Gy} \cdot (1 - g_a) \cdot K_a$ , wobei  $g_a$  den Bruchteil der Summe der kinetischen Anfangsenergien der Sekundärelektronen, der in Luft als Bremsstrahlung abgegeben wird, beschreibt. Für natürliche Photonenenergien kann hier näherungsweise ein Wert von  $g_a = 0,002$  angesetzt werden.

<sup>5</sup> Die Bestimmung der Umrechnungsfaktoren basierte ursprünglich auf der Beziehung  $H_x = 1,15 K_a$  nach [DIN85]. Der neue Faktor 1,14 hat keine Auswirkungen auf die auf eine Ziffer gerundeten Umrechnungsfaktoren der BglBb.

**Tabelle 4-3: Umrechnungsfaktoren zur Ermittlung der effektiven Dosis aus der Umgebungs-Äquivalentdosis  $H^*(10)$  für die in den BglBb verwendeten sechs Altersgruppen**

Altersgruppen nach BglBb	Umrechnungsfaktor von Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ in effektive Dosis [ $Sv Sv^{-1}$ ]		
	U-238 - Reihe	Th-232 - Reihe	K-40
0 - 1 a	0,8	0,8	0,8
1 - 2 a	0,7	0,8	0,8
2 - 7 a	0,7	0,7	0,7
7 - 12 a	0,7	0,7	0,7
12 - 17 a	0,6	0,7	0,7
> 17 a	0,6	0,6	0,6

Der in Tabelle 4-3 angegebene Umrechnungsfaktor für die Altersgruppe „> 17 a“ von 0,6 gilt nach BglBb, Anlage I, Tabelle I.1 auch für „Beschäftigte“ und weicht damit von dem in der „Richtlinie Arbeiten“ [BMU04] genannten Wert von 1 ab. Hierzu ist anzumerken, dass die BglBb nur für „Beschäftigte“ gilt, die „berufsbedingt bergbauliche Hinterlassenschaften stilllegen oder sanieren, sofern diese Tätigkeiten oder Arbeiten der Überwachung unterliegen“ (BglBb, Ziff. 2.3.1b). Im Gegensatz dazu gilt die „Richtlinie Arbeiten“ nur für Arbeitsfelder nach StrlSchV, Anlage XI, Teil B, zu denen aber obertägige Sanierungs- und Stilllegungsarbeiten bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen nicht zählen. Für untertägige Arbeiten gelten (bis auf Radon) wiederum die BglBb nicht. Das bedeutet, dass für „Beschäftigte“ im Freien für die Umrechnung von Umgebungsäquivalentdosis in effektive Dosis der Faktor  $f_{kon} = 0,6$  verwendet werden sollte, da für die o.g. Stilllegungs- und Sanierungsarbeiten näherungsweise das Halbraummodell zugrunde gelegt werden kann. Untertägige Arbeitsfelder sind nach StrlSchV, Anlage XI nur bezüglich erhöhter Radon-222-Expositionen zu berücksichtigen. Eine Berechnungsvorschrift zur Ermittlung der äußeren Strahlenexposition gibt es hier formal nicht. Deshalb wird für untertägige Arbeitsfelder eine Prüfung der Bestrahlungsgometrie empfohlen, die bei isotropen Strahlungsfeld durchaus auch einen Umrechnungsfaktor von  $f = 0,6$  zulässt (s. Abschnitt 3.1.3). Analog sollte auch für „Beschäftigte“ bei Sanierungen und Stilllegungen in Betriebsgebäuden vorgegangen werden.

#### 4.1.3 Abschirmfaktor $a_s$

Der Faktor  $a_s$  beschreibt die Abschirmung von Gebäuden vor der terrestrischen Gammastrahlung und wurde von Meckbach [ME98] durch Modellrechnungen abgeleitet. Dabei wurde sowohl die Abschirmung auf Gammastrahlung von Nukliden unter dem Haus als auch außerhalb im Boden verteilten Nukliden berücksichtigt. Im Ergebnis konnten die in Tabelle

4-4 aufgelisteten Abschirmfaktoren bestimmt werden, die den Werten der BglBb zugrunde liegen.

**Tabelle 4-4: In [ME98] abgeleitete Faktoren zur Berücksichtigung der Abschirmung von Gebäuden gegenüber der terrestrischen Gammastrahlung**

Nuklid	Backsteinhaus	Holzhaus
U-238 - Reihe	0,08	0,3
Th-232 - Reihe	0,10	0,3
K-40	0,08	0,3

#### 4.1.4 Berechnung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung aus der spezifischen Aktivität im Boden

In den BglBb wird darauf hingewiesen, dass die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung im Freien auch aus der spezifischen Aktivität der oberen Bodenschicht berechnet werden kann. Eine Messung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung ist zwar einer Berechnung aus der spezifischen Bodenaktivität vorzuziehen, da bei der Messung physikalisch über eine größere Fläche „gemittelt“ wird. Gleichwohl kann man auf Berechnungen nicht verzichten, wenn z.B. Prognosen unter Berücksichtigung einer sich zeitlich verändernden spezifischen Bodenaktivität erforderlich sind.

Die terrestrische Gammastrahlung wird i.W. durch Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen U-238 und Th-232 sowie durch K-40 bestimmt<sup>6</sup>. Unter Zugrundelegung des schon erwähnten Halbraummodells (unendlich ausgedehnte und homogene Volumenquelle) kann die in 1 m Höhe resultierende Luftkerma  $K_a$  [ $\text{nGy h}^{-1}$ ] wie folgt berechnet werden [UN00]:

$$K_a = 0,461 \cdot C_{\text{U-238}} + 0,623 \cdot C_{\text{Th-232}} + 0,0414 \cdot C_{\text{K-40}} \quad (4.1-3)$$

Hierbei bedeuten:

$K_a$  Luftkerma in Gy

$C_{\text{U-238}}$  spezifische Aktivität eines Nuklids der U-238-Reihe im radioaktiven Gleichgewicht in  $\text{Bq kg}^{-1}$

---

<sup>6</sup> Der Einfluss der U-235 - Reihe kann bei natürlichem Isotopenverhältnis vernachlässigt werden, da nach [SAI95] die gammastrahlenden Nuklide dieser Reihe nur eine Luftkerma von insgesamt  $0,125 \text{ nGy h}^{-1}$  pro  $\text{Bq kg}^{-1}$  bedingen (zum Vergleich U-238 - Reihe:  $0,463 \text{ nGy h}^{-1}$  pro  $\text{Bq kg}^{-1}$ ).

$C_{\text{Th-232}}$  spezifische Aktivität eines Nuklids der Th-232-Reihe im radioaktiven Gleichgewicht in  $\text{Bq kg}^{-1}$

$C_{\text{K-40}}$  spezifische Aktivität des Nuklids K-40 in  $\text{Bq kg}^{-1}$

Dieser Zusammenhang zwischen spezifischer Aktivität und Luftkerma wurde für einen Standardboden mit einer Dichte von  $1 \text{ g cm}^{-3}$  und folgender Zusammensetzung berechnet (Angaben in Gew.-%, nach [SAI95]):

- $\text{SiO}_2$  56%
- $\text{Al}_2\text{O}_3$  16%
- $\text{Fe}_2\text{O}_3$  8%
- $\text{H}_2\text{O}$  20%

Gleichung (4.1-3) gilt streng genommen nur für spezifische Aktivitäten in Böden mit den o.g. Eigenschaften. Untersuchungen von [SAI95] zeigen jedoch, dass für Böden mit unterschiedlichen Eisengehalten, die den Bereich der Absorptionskoeffizienten typischer Böden abdecken, für die natürliche Photonenstrahlung nur Unterschiede in der Luftkerma kleiner 10% resultieren.

Von größerer Bedeutung ist jedoch die Tatsache, dass in den BglBb die spezifische Aktivität von Böden auf die Trockenmasse bezogen wird. Dadurch kann es zu Überschätzungen der berechneten Luftkerma kommen, da die Trockenmasse kleiner als die Feuchtmasse ist: Legt man eine mittlere in-situ-Dichte (Rohdichte) des Bodens von  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$  und eine mittlere Bodenfeuchte von 10% zugrunde [GEL06], folgt daraus ein sog. Trocknungsfaktor von 1,1 ( $1,6 \text{ g} / 1,5 \text{ g}$ ), durch den die auf Trockenmasse bezogene spezifische Aktivität zu dividieren wäre, um die in-situ-Aktivität zu erhalten. Man erkennt, dass für mittlere Bodenverhältnisse (Rohdichte  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ , Bodenfeuchte 10%) die Anwendung der Gleichung (4.1-3) nur zu geringen Überschätzungen führt. In den BglBb werden diese in der Regel geringen Überschätzungen in Kauf genommen, da die Unsicherheiten bei der Ermittlung einer repräsentativen spezifischen Aktivität für die zu bewertende Fläche aufgrund räumlicher Fluktuationen der spezifischen Bodenaktivität (horizontal und vertikal) und der Messunsicherheiten deutlich höher sind. Weisen Böden allerdings sehr hohe Wassergehalte auf (z.B. in Überschwemmungsflächen), sollte die spezifische auf Trockenmasse bezogene Aktivität korrigiert und auf Feuchtmasse umgerechnet werden.

Aus Gleichung (4.1-3) und (4.1-2) sowie der Vereinbarung  $H^*(10) = H_x$  folgt für die Umgebungs-Äquivalentdosis  $H^*(10)$ :

$$H^*(10) = 0,53 \cdot C_{U-238} + 0,71 \cdot C_{Th-232} + 0,047 \cdot C_{K-40} \quad (4.1-4)$$

In den BglBb ist nur für Nuklide der U-238-Reihe (erster Summand auf der rechten Seite von Gleichung (4.1-4)) die Umrechnung angegeben. Das entspricht, wie auch im Hinweis der BglBb erwähnt, dem „Regelfall“, dass durch den Bergbau nur die spezifischen Aktivitäten der Nuklide der U-238-Reihe im Boden bzw. Material verändert werden. Diese Vereinfachung hat den Vorteil, dass nicht automatisch versucht wird, repräsentative spezifische Aktivitäten der Nuklide der Th-232-Reihe bzw. des K-40 zu besorgen, obwohl dies im Regelfall gar nicht nötig wäre. Wie Untersuchungen in [RIT08] zeigen, würden sich in solch einem Fall auch die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung vergrößern. Das bedeutet im Umkehrschluss, dass insbesondere für den Fall bergbaubedingter Abweichungen der Konzentrationen von Nukliden der Th-232-Reihe von den natürlichen Verhältnissen, die Gleichungen (1.2) und (1.3) im Teil II, Ziff.1 der BglBb nicht angewendet werden dürfen. In solch einem Fall ist die o.g. Gleichung (4.1-4) zugrunde zulegen.

Der Hinweis, dass bei gestörtem radioaktiven Gleichgewicht der U-238-Reihe die spezifische Ra-226-Aktivität zu verwenden ist, rührt von der Tatsache, dass etwa 98% der durch Nuklide der U-238-Reihe bewirkten Luftkerma von den beiden kurzlebigen Radonzerfallsprodukten Bi-214 (86,6%) und Pb-214 (11,8%) stammt. Im Fall der Th-232-Reihe kann die spezifische Aktivität des Ra-228 verwendet werden, das im Gleichgewicht mit seinen Tochternukliden steht. Hier tragen die beiden Nuklide Ac-228 mit 37% und Tl-208 mit 54% zur gesamten Luftkerma dieser Reihe bei [SAI95].

Schlussendlich ist noch anzumerken, dass die nach BglBb, Gleichung (1.3) berechnete Umgebungs-Äquivalentdosisleistung des natürlichen Untergrundes nicht in Gleichung (1.1) der BglBb eingesetzt werden darf, da Gleichung (1.3) nur den Beitrag der gammastrahlenden Nuklide der U-238-Reihe berücksichtigt.

## **4.2 Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Staub beim Aufenthalt im Freien und in Gebäuden**

Radioaktiver Staub von bergbaulichen Anlagen und Einrichtungen gelangt hauptsächlich durch Aufwirbelung abgelagerter Partikel (Resuspension) in die Atemluft. Die Aufwirbelung der auch als Schwebstaub bezeichneten Partikel ist das Ergebnis mechanischer oder meteorologischer Einwirkungen. Mechanische Einwirkungen findet man beispielsweise bei Sanierungsarbeiten in Form von Materialumlagerungen, oder bei forstwirtschaftlichen Arbeiten. Die Abschätzung eines Quellterms ist in solchen Fällen schwierig und kann oft nur durch begleitende Messungen ermittelt werden. Unter meteorologischer Einwirkung sind Wechselwir-

kungsprozesse von bodennahem Wind und der mit Schwebstaub beladenen Oberfläche zu verstehen. Eine Quantifizierung des Quellterms kann üblicherweise mithilfe von Resuspensionsfaktoren erfolgen, die aber einen großen Streubereich aufweisen [THI03].

Die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Luft (z.B. aus Abwitterschächten) trägt zwar ebenfalls zur Strahlenexposition bei, spielt aber im Vergleich zur Resuspension eine geringere Rolle.

Mit den Berechnungsverfahren der BglBb kann aus der Aktivitätskonzentration der an Staub gebundenen Radionuklide in der Atemluft die effektive Dosis abgeschätzt werden. Die gesamte Strahlenbelastung durch Inhalation ergibt sich durch Summation über alle relevanten Radionuklide und Expositionsorte, wobei die maximalen jährlichen Expositionszeiten (für Aufenthalt im Freien und am Arbeitsplatz jeweils 2000 h, in Gebäuden 7000 h) einzuhalten sind.

Die effektive Jahresdosis durch Inhalation von Staub berechnet sich nach BglBb, Teil II, Gleichung (2.1) wie folgt:

$$E_{\text{Inh},j} = \dot{V}_j \cdot \sum_s \sum_r (C_{\text{Luft},r,s} - C_{\text{Luft},r}^U) \cdot g_{\text{Inh},r,j} \cdot t_{\text{Exp},j,s} \cdot a_{\text{Luft},s} \quad (4.2-1)$$

Hierbei bedeuten:

$E_{\text{Inh},j}$	Effektive Jahresdosis durch Inhalation von Staub für die Referenzperson j in Sv
$C_{\text{Luft},r,s}$	Aktivitätskonzentration des an Staub gebundenen Radionuklids r in der Außenluft für den Expositionsort s in Bq m <sup>-3</sup>
$C_{\text{Luft},r}^U$	Natürliche Untergrund-Aktivitätskonzentration des an Staub gebundenen Radionuklids r in der Außenluft in Bq m <sup>-3</sup>
$\dot{V}_j$	Atemrate für die Referenzperson j in m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> , s. Anlage II, Tab. II. 1
$g_{\text{Inh},r,j}$	Inhalationsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv Bq <sup>-1</sup>
$t_{\text{Exp},j,s}$	Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h
$a_{\text{Luft},s}$	Faktor zur Ermittlung der Staubkonzentration am Expositionsort s aus der Staubkonzentration im Freien, dimensionslos ( $a_{\text{Luft},s} = 1$ für Aufenthalt im Freien und $a_{\text{Luft},s} = 0,5$ für Aufenthalt in Gebäuden)

#### 4.2.1 Aktivitätskonzentration $C_{\text{Luft},r,s}$

Die Aktivitätskonzentration  $C_{\text{Luft},r,s}$  eines Nuklids  $r$  am Expositionsort  $s$  bezieht sich auf den Gesamtschwebstaub, für den keine Angaben zum relevanten Korngrößenbereich gemacht werden. Als Hinweis für eine adäquate Bestimmung der Aktivitätskonzentration kann die VDI 2463 [VDI99] dienen, nach der Schwebstaub die Aerosolkomponente der in der Luft vorhandenen Partikeln bis zu einem aerodynamischen Durchmesser<sup>7</sup> von rund 30  $\mu\text{m}$  bezeichnet.

Die bei der Berechnung der Strahlenexposition zu berücksichtigenden Radionuklide sind im Hinweis a) der BglBb aufgelistet. Während bei unbearbeitetem Material aus dem Bergbau (z.B. Bergematerial) im Allgemeinen von radioaktivem Gleichgewicht zwischen den Gliedern der Uran - Zerfallsreihen ausgegangen werden kann, trifft dies bei bearbeiteten Materialien wie beispielsweise Tailings aus Aufbereitungsprozessen nicht mehr zu.

#### 4.2.2 Atemrate $\dot{V}_j$

Die in den BglBb, Anlage II, Tab. II.1 aufgelisteten altersabhängigen Atemraten wurden der ICRP 71 [ICR95] für Personen der Bevölkerung und der ICRP 68 [ICR94] für Beschäftigte entnommen und entsprechen den in der StrlSchV, Anlage VII, Teil B, Tabelle 2 genannten Werten. Generell ist anzumerken, dass diese Atemraten mit dem Zeitbudget gewichtete Mittelwerte über Atemraten bei verschiedenen Betätigungen darstellen (siehe Tabelle 4-5).

---

<sup>7</sup> Der aerodynamische Durchmesser eines Partikels ist der Durchmesser einer kugelförmigen Partikel der Dichte  $1 \text{ g cm}^{-3}$ , die unter selben Umgebungsbedingungen dieselbe Sinkgeschwindigkeit in ruhendem Gas wie die betrachtete Partikel aufweist [BMU09].

**Tabelle 4-5: Altersabhängige Daten für Zeitbudget und Atemrate für die allgemeine Bevölkerung nach ICRP 71. Für jede Altersgruppe ist in der Spalte A das tägliche Zeitbudget in h d<sup>-1</sup> und in der Spalte B die Atemrate in m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> für die jeweilige Betätigungsart verzeichnet.**

Art der Betätigung	0 - 1 a		1 - 2 a		2 - 7 a		7 - 12 a		12 - 17 a		> 17 a	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Schlafen	17,0	0,09	14,0	0,15	12,0	0,24	10,0	0,31	10,0	0,42	8,0	0,45
Sitzen			3,33	0,22	4,0	0,32	4,67	0,38	5,5	0,48	6,0	0,54
Leichte Betätigung	7,0	0,19	6,67	0,35	8,0	0,57	9,33	1,12	7,5	1,38	9,75	1,5
Schwere Betätigung									1,0	2,92	0,25	3,0
Gesamt		0,12		0,22		0,36		0,64		0,84		0,93

Für Beschäftigte ergibt sich der Wert von 1,2 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> nach ICRP 68 aus einer „leichten Tätigkeit“ wie folgt: Sitzende Tätigkeit 2,5 h · 0,54 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> und leichte Arbeit 5,5 h · 1,5 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>.

Die Werte der Atemrate sind Bestandteil der Definition der Referenzperson und sollten daher nicht verändert werden. So könnte beispielsweise mit tätigkeitsbezogenen Atemraten die Strahlenexposition realistischer berechnet werden, würde aber zu Inkonsistenzen zu anderen Anwendungsgebieten im Strahlenschutz führen. Ein Beispiel dafür ist die Bewertung der Strahlenexposition durch Inhalation bei beruflichen Tätigkeiten in der Wismut und in anderen Bereichen, die auf die bekannten Standardwerte aufbaut.

#### 4.2.3 Inhalationsdosiskoeffizient g<sub>Inh,r,j</sub>

Die Dosiskoeffizienten für Inhalation (BglBb, Anlage II, Tab. II.2) wurden der EURATOM Richtlinie 96/26 [EUR96] entnommen, denen Veröffentlichungen der ICRP 71 (für Einzelpersonen der Bevölkerung) bzw. ICRP 68 (für Beschäftigte) zugrunde liegen.

Die nach ICRP 71 berechneten Dosiskoeffizienten für Einzelpersonen der Bevölkerung basieren auf einem AMAD<sup>8</sup> von 1 µm. Für Beschäftigte stellen EURATOM und ICRP 68 zwei Dosiskoeffizienten mit unterschiedlichen AMAD-Werten (1 µm, 5 µm) zur Verfügung. Die in den BglBb angegebenen Dosiskoeffizienten für Beschäftigte basieren auf einem

<sup>8</sup> AMAD ist die Abkürzung für Activity Median Aerodynamic Diameter und bedeutet, dass 50% der Radioaktivität an Partikel gebunden ist, die einen größeren (bzw. kleineren) aerodynamischen Durchmesser als der AMAD aufweisen.

AMAD = 5  $\mu\text{m}$ , den auch die ICRP für Arbeitsplätze empfiehlt. Dieser Empfehlung liegt eine Auswertung gemessener Korngrößenverteilungen an Arbeitsplätzen zugrunde [DOR95], in der auch Arbeitsbereiche aus dem Uranbergbau berücksichtigt wurden.

Zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation wurde bei unterschiedlichen Werten für die Lungenabsorptionsklassen nicht wie in [EUR96] empfohlen der jeweils konservativste Wert (wenn keine Informationen zur chemischen Form der Elemente vorliegen), sondern für alle Nuklide die Klasse M verwendet (außer für Thorium: Klasse S und Actinium: Klasse F). Hier schloss sich die Strahlenschutzkommission der Auffassung der ICRP an, die in ICRP 71 diese Vorgehensweise zur Vermeidung unnötiger Konservativitäten vorschlägt<sup>9</sup>. Hintergrund ist, dass für die Verhältnisse in Bergbaufolgelandschaften die spezifische Aktivität der inhalierten Partikel sehr klein ist und dass ihr Löslichkeitsverhalten stärker von den Eigenschaften der (unbekannten) Matrix als vom Radionuklid selbst bestimmt wird. Die Konsequenzen dieser Vorgehensweise im Vergleich zur Empfehlung nach EURATOM zeigt Tabelle 4-6 für die Nuklide der U-238- und U-235-Reihe:

---

<sup>9</sup> Für die Nuklide Pa-231 und Ac-227 gibt es keine expliziten Empfehlungen der ICRP. Hier hat die Strahlenschutzkommission entschieden, für Pa-231 den Typ M und für Ac-227 den Typ F anzunehmen.

**Tabelle 4-6: Inhalationsdosiskoeffizienten für Lungenabsorptionsklassen nach Empfehlung der EU-Richtlinie (konservativster Wert, falls keine Informationen zur chemischen Form des Elementes vorliegen) im Verhältnis zu denen nach BglBb**

Nuklid	Verhältnis der Inhalationsdosiskoeffizienten für Einzelpersonen der Bevölkerung (Empfehlung EU-Richtlinie / BglBb)					
	> 17 a	12 - 17 a	7 – 12 a	2 - 7 a	1 - 2 a	0 - 1 a
U-238	2,8	2,6	2,5	2,7	2,7	2,4
U-234	2,7	2,4	2,5	2,7	2,6	2,2
Th-230	7,1	6,6	6,9	5,8	5,7	5,3
Ra-226	2,7	2,2	2,4	2,7	2,6	2,3
Pb-210	5,1	4,5	4,8	5,0	4,9	3,6
Po-210	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2
U-235	2,7	2,5	2,6	2,7	2,6	2,3
Pa-231	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Ac-227	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Gemisch	2,7	2,6	2,5	2,4	2,4	2,2

Aus Tabelle 4-6 geht hervor, dass die Wahl der jeweils konservativsten Lungenabsorptionsklasse im Vergleich zu den BglBb bis zu 2,7-mal höhere Gemischwerte ergibt. Diese Erhöhung des Gemischfaktors gegenüber den Werten der BglBb fällt im Vergleich zu einzelnen Nukliden(Th-230, Pb-210) moderat aus, da für das dosisrelevante Nuklid Ac-227 in beiden Fällen die gleiche Lungenabsorptionsklasse verwendet wird.

Für „Beschäftigte“ ergibt sich ein etwas anderes Bild. In der folgenden Tabelle 4-7 werden neben den konservativsten Werten auch die Dosiskoeffizienten nach der „Richtlinie Arbeiten“ [BMU04] mit denen der BglBb verglichen.

**Tabelle 4-7: Inhalationsdosiskoeffizienten für „Beschäftigte“ für Lungenabsorptionsklassen nach Empfehlung der EU-Richtlinie (konservativster Wert, falls keine Informationen zur chemischen Form des Elementes vorliegen) und nach „Richtlinie Arbeiten“ im Verhältnis zu denen nach BglBb**

Nuklid	Verhältnis der Inhalationsdosiskoeffizienten für „Beschäftigte“	
	Empfehlung EU-Richtlinie / BglBb	Richtlinie Arbeiten / BglBb
U-238	3,6	3,6
U-234	3,2	3,2
Th-230	3,9	1,0
Ra-226	1,0	1,0
Pb-210	1,0	1,0
Po-210	1,0	1,0
U-235	3,4	3,4
Pa-231	1,0	0,2
Ac-227	1,0	0,1
Gemisch	1,6	0,6

Im Vergleich zu den Dosiskoeffizienten für Personen der Bevölkerung sind die Dosiskoeffizienten für „Beschäftigte“ weniger konservativ gegenüber den Werten der BglBb. Das liegt daran, dass neben Pa-231 und Ac-227 auch für die dosisrelevanten Nuklide Ra-226, Pb-210 und Po-210 die gleichen Lungenabsorptionsklassen verwendet werden. Stellt man die Dosiskoeffizienten der „Richtlinie Arbeiten“ den Werten der BglBb gegenüber, zeigt sich für das Gemisch sogar eine höhere Konservativität der BglBb. Der Hauptgrund dafür liegt in den deutlich höheren Dosiskoeffizienten der BglBb für die Nuklide Pa-231 und Ac-227. In der „Richtlinie Arbeiten“ wird für diese Nuklide die Lungenabsorptionsklasse „S“ gewählt, da für die betreffenden Arbeitsfelder nach StrlSchV, Anlage XI, Teil B, davon ausgegangen wird, dass beide Nuklide als Oxide oder Hydroxide vorliegen.

#### 4.2.4 Faktor $a_{\text{Luft,s}}$

Der Faktor  $a_{\text{Luft,s}}$  beschreibt die Reduzierung der Staubkonzentration beim Eindringen in Gebäuden und basiert auf Untersuchungen zur unfallbedingten Inhalationsbelastung in Gebäuden durch kerntechnische Anlagen [BS87].

#### 4.2.5 Berechnung der Aktivitätskonzentration aus der spezifischen Aktivität des Bodens

Für den Fall der Resuspension bieten die BglBb die Möglichkeit, die Aktivitätskonzentration  $C_{\text{Luft},r,s}$  aus der spezifischen Aktivität des Bodens oder Materials abschätzen zu können (BglBb, Teil II, Ziff. 2, Gleichung (2.1a):

$$C_{\text{Luft},r,s} = (C_{\text{Bo}(0,02),r,s} - C_{\text{Bo}(0,02),r}^{\text{U}}) \cdot S_{\text{Staub}} \quad (4.2-2)$$

Hierbei bedeuten:

$C_{\text{Bo}(0,02),r,s}$  Spezifische Aktivität des Radionuklids  $r$  in der Staubfraktion (Teilchen mit einem Durchmesser  $< 0,02$  mm) der für die Staubbildung relevanten Bodenschicht für den Expositionsort  $s$  in  $\text{Bq kg}^{-1}$  (TM)

$C_{\text{Bo}(0,02),r}^{\text{U}}$  Spezifische natürliche Untergrundaktivität des Radionuklids  $r$  in der Staubfraktion (Teilchen mit einem Durchmesser  $< 0,02$  mm) der für die Staubbildung relevanten Bodenschicht in  $\text{Bq kg}^{-1}$  (TM)

$S_{\text{Staub}}$  Referenzwert der Schwebstaubkonzentration:  $5 \cdot 10^{-8} \text{ kg m}^{-3}$

Die spezifische Aktivität  $C_{\text{Bo}(0,02),r,s}$  des Nuklids  $r$  bezieht sich auf die Staubfraktion der oberen Schicht des Bodens (oder Materials) am Ort  $s$ , die durch Resuspension in die Atemluft gelangen kann.

Die Probenahmetiefe, d.h. die Stärke der oberen, für die Staubbildung relevanten Bodenschicht ist im Einzelfall festzulegen. Bei homogener Verteilung der spezifischen Aktivität in der oberen Bodenschicht kann auch auf Proben zurückgegriffen werden, die aus Acker- und Gartenboden bei einer Probenahmetiefe von 30 cm gewonnen wurden. Andernfalls kann als Orientierung die in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [BU09] empfohlene Probenahmetiefe von 0 - 2 cm dienen. Zu beachten ist dabei, dass in der oberen Bodenschicht das radioaktive Gleichgewicht in der U-238 – Reihe bezüglich der spezifischen Pb-210 – und Po-210 – Aktivitäten i.a. gestört ist, da die Rn-222 – Exhalation und atmosphärische Ablagerung der Radon-222-Zerfallsprodukte sich nicht die Waage halten. Während beispielsweise in natürlich vorkommenden Böden durch den Pb-210 - Langzeitfallout oftmals ein geringer Pb-210 – Überschuss in der obersten Bodenschicht beobachtet wird, ist bei erhöhten spezifischen Ra-226 – Aktivitäten ( $> 300 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) eher von einem Pb-210 – Defizit auszugehen [SCH02].

Die Angabe einer nicht zu überschreitenden Partikelgröße von 0,02 mm für die spezifische Aktivität  $C_{Bo(0,02),r,s}$  ist erforderlich, da die spezifische Aktivität des Bodens bzw. Materials mit abnehmender Korngröße ansteigen kann [BS97; FRI99; RIC98].<sup>10</sup> Aufgrund dieser Aufkonzentrierung (s. Abschnitt 4.2.6) können inhalierbare Partikel eine deutlich höhere spezifische Aktivität aufweisen als die spezifische Aktivität der ungesiebten Boden- oder Materialprobe. Die Beschränkung auf Partikel unterhalb von 0,02 mm ist einerseits kompatibel mit einem für inhalierbare (thorakale) Partikel typischen AMAD von 0,01 mm. Andererseits können Partikel bis etwa 0,02 mm aus einer Boden- oder Materialprobe noch mit vertretbarem Aufwand und ausreichender Genauigkeit durch Siebung (Nasssiebung) separiert werden.

Der Referenzwert der Staubkonzentration  $S_{Staub}$  von  $0,05 \text{ g m}^{-3}$  wurde aus Schwebstaubmessungen der Wismut GmbH in den Bergbauregionen Sachsens und Thüringens in den 1990er Jahren abgeleitet. Ein Vergleich mit aktuellen Messungen des Feinstaubes ( $PM_{10}$ )<sup>11</sup> der letzten 10 Jahre in Deutschland zeigt für die Jahresmittelwerte folgende (gerundete) Ergebnisse [UBA11]:

- $0,015 - 0,020 \text{ g m}^{-3}$  (ländlicher Hintergrund)
- $0,020 - 0,030 \text{ g m}^{-3}$  (städtischer Hintergrund)
- $0,025 - 0,035 \text{ g m}^{-3}$  (städtisch verkehrsnah)

Der Referenzwert von  $0,05 \text{ g m}^{-3}$  stellt somit eine realistisch konservative Vorgabe dar, die auch auf die gesamte Bundesrepublik Deutschland übertragen werden kann. Desweiteren ist anzumerken, dass die Berechnung der Aktivitätskonzentration auf der Basis eines Hintergrundwertes der Staubkonzentration nach Gleichung (4.2-2) konservativ ist, da eine Verdünnung mit unkontaminiertem Staub nicht berücksichtigt wird.

Zur Abschätzung der Strahlenexposition von Personen, die Sanierungsarbeiten auf bergbaulichen Hinterlassenschaften durchführen, wird eine technisch bedingte Staubbelastung als Referenzwert angegeben. Der Wert von  $0,5 \text{ mg m}^{-3}$  ist identisch mit der in [BS99] bei der Ableitung von Überwachungsgrenzen für NORM verwendeten Staubkonzentration und dient für eine erste Prognose in Vorbereitung geplanter Sanierungsarbeiten. Für eine genauere

---

<sup>10</sup> Erhöhte Urangelhalte in kleineren Kornfraktionen können neben Adsorptionsprozessen auch auf die Lokalisierung des Urans im Kornverband zurückgeführt werden. Nach [KEM96] konzentriert sich Uran in gesteinsbildenden Mineralien wie Granit und Pegmatite vor allem entlang von Rissen und Korngrenzen. Verwitterungsprozesse können somit zu einer Anreicherung in bestimmten Kornfraktionen führen.

<sup>11</sup> „ $PM_{10}$ “ sind die Partikel, die einen gröbselektierenden Luftenlass gemäß der Referenzmethode für die Probenahme und Messung von  $PM_{10}$  passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von  $10 \mu\text{m}$  eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist“ [EUR08]

Ermittlung der Strahlenexposition werden die Sanierungsarbeiten begleitende Messungen der Staubkonzentration empfohlen.

#### 4.2.6 Berechnung der spezifischen Aktivität $C_{\text{Bo}(0,02),r,s}$

Da eine Bestimmung der spezifischen Aktivität der Feinkornfraktion  $C_{\text{Bo}(0,02),r,s}$  einen hohen Bearbeitungsaufwand erfordert und diese Werte oftmals nicht vorliegen, kann die spezifische Aktivität der Feinkornfraktion aus der spezifischen Aktivität  $C_{\text{Bo},r,s}$  der gesamten (ungesiebten) Probe mithilfe eines Aufkonzentrationsfaktors  $AF_{0,02,r}$  wie folgt abgeschätzt werden (BglBb, Teil II, Ziff. 2, Gleichung (2.1b)):

$$C_{\text{Bo}(0,02),r,s} = (C_{\text{Bo},r,s} - C_{\text{Bo},r}^U) \cdot AF_{0,02,r} \quad (4.2-3)$$

Hierbei bedeuten:

$C_{\text{Bo},r,s}$  Spezifische Aktivität des Radionuklids r in der gesamten (ungesiebten) Probe der für die Staubbildung relevanten Bodenschicht für den Expositionsort s in  $\text{Bq kg}^{-1}$  (TM)

$C_{\text{Bo},r}^U$  Spezifische natürliche Untergrund-Aktivität des Radionuklids r in der gesamten (ungesiebten) Probe der für die Staubbildung relevanten Bodenschicht in  $\text{Bq kg}^{-1}$  (TM)

$AF_{0,02,r}$  Aufkonzentrationsfaktor, der das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivitäten des Radionuklids r der Staubfraktion und der Gesamtprobe beschreibt, dimensionslos (es gilt  $AF_{0,02,r} = 4$  für alle Radionuklide r)

Die prinzipielle Vorgehensweise besteht darin, dass zur Verringerung des Messaufwandes der Aufkonzentrationsfaktor  $AF_{0,02,r}$  für Materialien einiger Halden aus korngößenabhängigen Radionuklidanalysen bestimmt wird und anschließend auf das Material anderer Halden übertragen wird.

Aufgrund der Definition des Aufkonzentrationsfaktors  $AF_{0,02,r}$  für das Nuklid r (s. Gleichung (4.2-4))

$$AF_{0,02,r} = C_{\text{Bo}(0,02),r} / C_{\text{Bo},r} \quad (4.2-4)$$

ergibt sich allerdings eine Abhängigkeit von  $AF_{0,02,r}$  auch vom Anteil der Staubfraktion an der gesamten Probe, weil für  $C_{\text{Bo},r}$  auch geschrieben werden kann:

$$C_{\text{Bo},r} = m_{\text{Bo}(0,02)} \cdot C_{\text{Bo}(0,02),r} + (1 - m_{\text{Bo}(0,02)}) \cdot C_{\text{Bo}(\geq 0,02),r} \quad (4.2-5)$$

Hierbei bedeuten:

$m_{\text{Bo}(0,02)}$  Massenanteil der Staubfraktion (Partikel < 0,02 mm)

$C_{\text{Bo}(\geq 0,02),r}$  spezifische Aktivität der Gesamtprobe ohne Staubfraktion in  $\text{Bq kg}^{-1}$

Aufgrund der Abhängigkeit des Aufkonzentrationsfaktors vom Anteil der Staubfraktion an der Gesamtprobe kann streng genommen der Aufkonzentrationsfaktor nur auf Boden- oder Materialproben mit ähnlichem Anteil der Staubfraktion übertragen werden, der auch bei der Bestimmung des Aufkonzentrationsfaktors zugrunde lag.

Der in den BglBb angegebene Aufkonzentrationsfaktor  $AF_{0,02,r} = 4$  für alle Nuklide  $r$  wurde aus experimentellen Untersuchungen an Haldenmaterialien des Uranbergbaus abgeleitet (eine Zusammenstellung der Daten findet sich in [RIC98]). Aus den umfangreichen Untersuchungen in den 1990er Jahren resultiert eine Vielzahl von Aufkonzentrationswerten, die sich insbesondere für verschiedene Standorte (Aue, Ronneburg, Seelingstädt) aber auch zum Teil für verschiedene Halden eines Standortes signifikant unterscheiden können. Außerdem wurden im gleichen Haldenmaterial auch Unterschiede der Aufkonzentrationsfaktoren zwischen einigen Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen nachgewiesen. Im Mittel liegen die  $AF_{0,02,r}$ -Werte für alle Nuklide  $r$  grob geschätzt zwischen 2 und 8, wobei die niedrigen Werte hauptsächlich dem Haldenmaterial am Standort Seelingstädt mit relativ hohem Anteil der Staubfraktion von ca. (25 - 50) Gew.-% und die höheren Werte hauptsächlich dem Material von Halden am Standort Aue und Ronneburg mit Staubfraktionen im Bereich von ca. (1 - 2) Gew.-% zuzuordnen sind. Der Aufkonzentrationsfaktor  $AF_{0,02,r} = 4$  der BglBb stellt die Schätzung eines mittleren Wertes dar.

Aufgrund von Erfahrungen bei der Anwendung der BglBb sei hier noch folgender (eigentlich trivialer) Hinweis gestattet: Wenn die spezifische Aktivität in der Staubfraktion des Bodens oder Materials direkt vorliegt, ist bei der Berechnung der Strahlenexposition natürlich kein Aufkonzentrationsfaktor zu verwenden (in diesem Fall ist in Gleichung (4.2-5)  $m_{\text{Bo}(0,02)} = 1$ , demzufolge  $C_{\text{Bo},r} = C_{\text{Bo}(0,02),r}$ , und somit der Aufkonzentrationsfaktor = 1).

Die Übertragung des Aufkonzentrationsfaktors auf Materialien, die nicht mit dem Uranbergbau im Zusammenhang stehen, bedarf in jedem Fall einer Überprüfung. Als Beispiel sei hier die spezifische Aktivität in der Staubfraktion von Kupferschlacke genannt. Für Kupferschlacke kann davon ausgegangen werden, dass praktisch keine Anreicherung der spezifischen Aktivität im Feinkorn erfolgt [BS99] und somit für die Aufkonzentrationsfaktoren  $AF_{0,02} \approx 1$  gilt. Für diesen Fall ist hinzuzufügen, dass bei einer stofflichen Nutzung der Kupferschlacke die BglBb nach Teil I, Ziff. 1 zwar formal nicht gelten, eine „sinngemäße“ Anwendung aber durchaus möglich ist. Hierunter ist zu verstehen, dass vor einer solchen Anwendung der BglBb alle von ihr stammenden Vorgaben (Pfade, Parameter, Nuklide) unter Berücksichtigung des speziellen Anwendungsfalls zu überprüfen sind.

#### 4.2.7 Ermittlung der Strahlenexposition auf der Basis der langlebigen Alphaaktivität

Die langlebige Alphaaktivität (LLA) als Messgröße für die Aktivitätskonzentration der an Staub gebundenen Radioaktivität wurde in die Berechnungsgrundlagen aufgenommen, da diese Messgröße nach der „Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten - REI-Bergbau“ [REI97] benutzt werden kann und auch bei der Wismut GmbH eine übliche Messgröße darstellt.

Unter der Voraussetzung des natürlichen Isotopenverhältnisses zwischen der U-238- und U-235-Reihe und des radioaktiven Gleichgewichtes in diesen Reihen kann die Strahlenexposition aus der LLA wie folgt berechnet werden (BglBb, Teil II, Ziff. 2, Gleichung (2.1d):

$$E_{\text{Inh},j} = \frac{1}{5} \cdot \dot{V}_j \cdot g_{\text{Inh},j} \cdot \sum_s (C_{\text{Luft,LLA},s} - C_{\text{Luft,LLA}}^U) \cdot t_{\text{Exp},j,s} \cdot a_{\text{Luft},s} \quad (4.2-6)$$

Außer den bereits erklärten Symbolen bedeuten hier:

$C_{\text{Luft,LLA},s}$  Aktivitätskonzentration der an Staub gebundenen langlebigen Alphastrahler der Uran-Radium-Reihe in der Außenluft für den Expositionsort s in  $\text{Bq m}^{-3}$

$C_{\text{Luft,LLA}}^U$  Natürliche Untergrund-Aktivitätskonzentration der an Staub gebundenen langlebigen Alphastrahler der Uran-Radium-Reihe in der Außenluft in  $\text{Bq m}^{-3}$

Abweichungen von o.g. Gleichgewichtsbedingungen können z.B. im Tailingsstaub (weniger Uran) oder in Abwettern (erhöhte Po-210-Aktivitäten) auftreten und können bei der Ermittlung der Strahlenexposition nur im Einzelfall berücksichtigt werden.

In der Gleichung (4.2-6) werden durch den Faktor 1/5 nur die fünf langlebigen Alphastrahler der U-238-Reihe berücksichtigt. Streng genommen müssen auch die drei langlebigen Alphastrahler der U-235-Reihe U-235, Pa-231 und Ac-227 betrachtet werden, deren Radioaktivität bei einer Messung der LLA auch registriert werden. Die gemessene LLA wäre dann nicht durch 5 (Anzahl der langlebigen Alphastrahler der U-238-Reihe) sondern durch 5,15 ( $5 + 3 \cdot 0,05$ ) zu dividieren, um die spezifische Aktivität eines Nuklids der U-238-Reihe zu erhalten (die dann mit dem Inhalationsdosiskoeffizient für das Gemisch multipliziert wird). In den BglBb wird im Sinne einer konservativen Abschätzung der Strahlenexposition auf 5 abgerundet.

Mithilfe der Gleichung (2.2e) der BglBb kann bei Störung des radioaktiven Gleichgewichtes aus der LLA die Strahlenexposition bestimmt werden. Dazu muss allerdings der Nuklidvektor bekannt sein. Gleichung (2.2e) der BglBb dient daher in erster Linie zur Berechnung der Strahlenexposition, wenn aus Voruntersuchungen oder theoretischen Betrachtungen Angaben zum Nuklidvektor gemacht werden können.

### 4.3 Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon<sup>12</sup> und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten

Nennenswerte bergbaubedingte Strahlenexpositionen durch Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten können

- im untertägigen Bereich und in Betriebsgebäuden für „Beschäftigte“
- durch atmosphärische Ableitungen oder Freisetzungen aus bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen für Personen der Bevölkerung und „Beschäftigte“ und
- durch Eintritt von Bodenluft aus dem Gebäudeuntergrund in Gebäude für Personen der Bevölkerung und „Beschäftigte“

resultieren. Evtl. erhöhte bergbaubedingte Strahlenexpositionen durch Rn-220 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten sind dagegen nur an „indoor-Arbeitsplätzen“ zu erwarten (s. Abschnitt 3.5.5).

In den BglBb wird darauf verwiesen, dass der bergbaubedingte Eintritt radonhaltiger Bodenluft aus dem Untergrund in ein Gebäude nur im konkreten Einzelfall betrachtet werden kann. Die BglBb enthalten für diesen Fall auch explizit keine Berechnungsvorschrift. Da auch die Radonfreisetzung aus bergbaubedingt kontaminierten Baustoffen nicht in den Geltungsbereich der BglBb fällt, betreffen die Berechnungsvorschriften der BglBb bezüglich Rn-222 nur atmosphärische Ableitungen und Freisetzungen aus bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen sowie den Aufenthalt „Beschäftigter“ im untertägigen Bereich oder in Betriebsgebäuden.

Zur Vermeidung von Missverständnissen wird darauf hingewiesen, dass bei der strahlenschutzfachlichen Bewertung des Radons der Begriff der „Exposition“ das Zeitintegral über einer Konzentration (Radonkonzentration oder potentielle Alpha-Energie-Konzentration) bezeichnet und nicht im Sinne einer Strahlenexposition als Dosis zu verstehen ist. Dieser begriffliche Unterschied hängt damit zusammen, dass die Bewertung des Risikos durch Rn-222 direkt auf der Risikoschätzung von Bergarbeitern erfolgte, der keine Dosis sondern eine Rn-222-Exposition als Zeitintegral einer Konzentration der kurzlebigen Zerfallsprodukte zugrunde lag.

Eine weitere Besonderheit im Strahlenschutz sind spezielle Maßeinheiten wie z.B. die potentielle Alpha-Energie-Konzentration (PAEC) oder gleichgewichtsäquivalente Radonkonzentra-

---

<sup>12</sup> Der Terminus „Radon“ kennzeichnet hier die beiden Isotope Rn-220 und Rn-222.

tion (EEC). Das liegt darin begründet, dass die physikalische Halbwertszeit der dosisbestimmenden kurzlebigen Radon-222-Zerfallsprodukte kleiner als die biologische Halbwertszeit ist *und* die Reichweite der beim Zerfall entstehenden Alphateilchen vergleichbar ist mit dem Abstand zwischen Depositionsort der Zerfallsprodukte und Risikozellen [PRZ94].

Die Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten kann nach BglBb auf der Grundlage von Werten der Rn-222-Konzentration (BglBb, Gl. 3.1, hier Gl. (4.3-1) oder der potentiellen Alpha-Energie-Konzentration der kurzlebigen Zerfallsprodukte (BglBb, Gl. 3.2) erfolgen.<sup>13</sup>

$$E_{Rn,j} = g_{EEC,j} \cdot \sum_s (C_{Rn,s} - C_{Rn}^U) \cdot F_{Rn,s} \cdot t_{Exp,j,s} \quad (4.3-1)$$

Hierbei bedeuten:

$E_{Rn,j}$	Effektive Jahresdosis durch Inhalation von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten für die Referenzperson j in Sv
$C_{Rn,s}$	Mittlere, jährliche Rn-222-Konzentration in der Freiluft für den Expositionsort s in $Bq\ m^{-3}$
$C_{Rn}^U$	Rn-222-Konzentration des natürlichen Untergrundes in der Freiluft in $Bq\ m^{-3}$
$F_{Rn,s}$	Faktor zur Beschreibung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen dem bergbaubedingten Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten am Expositionsort s (Gleichgewichtsfaktor, dimensionslos)
$g_{EEC,j}$	Dosiskonversionskoeffizient der Referenzperson j für das Produkt aus Rn-222-Exposition und Gleichgewichtsfaktor in $Sv\ m^3\ Bq^{-1}\ h^{-1}$
$t_{Exp,j,s}$	Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h

#### 4.3.1 Rn-222-Konzentration $C_{Rn,s}$

Die Gleichungen (3.1) und (3.2) der BglBb beziehen sich auf eine Rn-222-Konzentration oder PAEC in der Freiluft. Die Ermittlung der Strahlenexposition für das Szenario „Aufenthalt in Gebäuden“ kann für den Fall, dass bergbaubedingt radonhaltige Bodenluft aus dem Ge-

---

<sup>13</sup> In der Auflage der BglBb vom März 2010 (BfS-SW-07/10) ist in den Gleichungen (3.1), (3.2) und (3.3) die zu berechnende effektive Jahresdosis versehentlich noch mit dem Buchstaben H (anstatt E) bezeichnet worden.

bäudeuntergrund eintritt, nicht mit einem generischen Modell erfolgen. So ist hier beispielsweise die Verwendung eines allgemeinen Untergrundwertes nicht möglich, eine Beurteilung des bergbaubedingten Beitrages kann nur im konkreten Einzelfall erfolgen. Die Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in Gebäuden kann natürlich nach dem Muster der Gleichungen (3.1) und (3.2) der BglBb erfolgen, wobei auch die gleichen Dosiskonversionskoeffizienten und Vorgaben für die Aufenthaltszeit gelten.

Die BglBb weisen ausdrücklich darauf hin, dass in den Gleichungen (3.1) und (3.2) über das Jahr gemittelte Konzentrationswerte einzusetzen sind. Insbesondere bei Messungen ist zu beachten, dass die Rn-222-Konzentration in der Freiluft im starken Maße von den meteorologischen Bedingungen abhängt, die zu tages- und jahreszeitlichen Schwankungen führen. Dabei treten oftmals typische Tagesgänge mit sehr hohen Konzentrationen in den frühen Morgenstunden (schlechte Durchmischung der bodennahen Atmosphäre) und vergleichsweise niedrigen Konzentrationswerten am Nachmittag (gute Durchmischung der Atmosphäre) auf. Ebenso ist bekannt, dass Luftströmungen in Halden aufgrund von Temperaturunterschieden zwischen der Haldeninnenluft und Außenluft und der dadurch bedingten Druckdifferenz zu großen Schwankungen der Rn-222-Exhalationsrate führen können („Kamineffekt“).

Die mittlere jährliche Rn-222-Konzentration in der Freiluft ist für Personen der Bevölkerung in den bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen nächstgelegenen Wohngebieten zu bestimmen. Dies kann durch Messungen oder durch Modellierung erfolgen (ein einfaches generisches Modell ist in den BglBb, Anlage VI beschrieben). Von Messwerten ist die natürliche Rn-222-Konzentration abzuziehen. Der allgemeine Wert der natürlichen Freiluftkonzentration beträgt nach BglBb  $10 \text{ Bq m}^{-3}$  und wurde aus deutschlandweiten Untersuchungen des BfS abgeleitet [KUE10].

#### 4.3.2 Gleichgewichtsfaktor $F_{\text{Rn},s}$

Der Gleichgewichtsfaktor  $F_{\text{Rn},s}$  dient zur Charakterisierung des im Allgemeinen sich nicht im radioaktiven Gleichgewicht befindenden Gemisches aus Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten am Expositionsort  $s$ .  $F_{\text{Rn},s}$  hat den Wert Null für Rn-222 ohne Zerfallsprodukte („frisches Radon“) und den Wert Eins für Rn-222 im radioaktiven Gleichgewicht mit seinen Zerfallsprodukten. Da nur das Mutternuklid Rn-222 aufgrund seiner Edelgaseigenschaften aus Böden und Gesteinen in die Atmosphäre gelangen kann, ist zum Zeitpunkt des Eintritts der Gleichgewichtsfaktor Null. Danach steigt mit fortschreitender Zeit der Gleichgewichtsfaktors in der Atmosphäre auf einen Wert an, der vom Wechselspiel radioaktiver Zerfall und Ablagerungsprozesse der Zerfallsprodukte sowie vom atmosphärischen Austausch mit anderen Radon/Zerfallsprodukt-Gemischen bestimmt wird.

In Bergbauregionen wurden auch in größeren Entfernungen von bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen nur Werte des Gleichgewichtsfaktors gemessen, die den Bereich von etwa 0,6 bis 0,7 nicht übersteigen [THI03]. Zur Bewertung der Rn-222-Konzentration werden üblicherweise Gleichgewichtsfaktoren von 0,6 (für Freiluft) und 0,4 (für Innenraumlufte) verwendet [z.B. UN00]. Da in Gebäuden eine auf das Luftvolumen bezogene größere Ablagerungsfläche als im Freien zur Verfügung steht, ist der Gleichgewichtsfaktor in Gebäuden im Mittel kleiner als im Freien.

Für die Rn-222-Freisetzung aus bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen wird in den BglBb ein Wert von 0,4 empfohlen, der sowohl auf als auch neben der Rn-222-Quelle gilt. Auch wenn der bergbaubedingte Gleichgewichtsfaktor eine Funktion des Abstandes von der Radonquelle ist, d.h. *auf* einer flächenhaften Radonquelle im Mittel niedrigere Werte des bergbaubedingten Gleichgewichtsfaktors zu erwarten sind als *in der Umgebung* einer Quelle (s.o.), wurde aufgrund experimenteller Untersuchungen für beide Fälle ein Wert von 0,4 gewählt<sup>14</sup>:

In den letzten 20 Jahren konnten durch Messungen des BfS in den ostdeutschen Uranbergbauregionen im Bereich des Haldenrandes stark erhöhte Jahresmittelwerte der Rn-222-Konzentration in der Freiluft (1,5 m Höhe) von zum Teil einigen 1000 Bq m<sup>-3</sup> nachgewiesen werden [DU09]. Diese hohen Rn-222-Konzentrationswerte können praktisch nur in Phasen hoher Rn-222-Exhalationsraten bei gleichzeitig austauscharmen Wetterlagen entstehen. Erste konkrete Untersuchungen zeigten, dass diese - den Jahresmittelwert und damit die Radondosis bestimmenden Phasen - mehrere Stunden andauern können. In diesem Zeitraum kann auch der Gleichgewichtsfaktor schnell ansteigen und theoretisch bereits nach knapp einer halben Stunde den Wert von 0,4 erreichen.

Da diese singulären Radonfreisetzungen aus Halden kein Einzelfall darstellen und auch der Haldenrand nicht immer exakt bestimmt werden kann, wird für Berechnungen der Strahlenexposition beim Aufenthalt auf und neben einer Radonquelle ein Gleichgewichtsfaktor von 0,4 empfohlen. Diese Vorgehensweise kann eine (relativ zu vielen anderen Parametern der BglBb) große Konservativität aufweisen, wenn bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen zu bewerten sind, für die die oben beschriebenen Freisetzungs- und Ausbreitungsbedingungen nicht oder nur in geringem Maße zutreffen. Dieser Sachverhalt ist bei der Bewertung einer Dosisabschätzung zu berücksichtigen.

---

<sup>14</sup> In der ersten Fassung der BglBb vom 30.06.1999 wurde noch zwischen einem Gleichgewichtsfaktor auf einer Fläche (F = 0,2) und neben einer Fläche (F = 0,4) unterschieden.

#### 4.3.3 Dosiskonversionskoeffizient $g_{EEC,j}$

Sowohl zum Zeitpunkt der Fertigstellung der ersten Fassung als auch bei der Publikation der aktuellen Fassung der BglBb galt zur Bewertung der Strahlenexposition durch Inhalation von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten die Dosiskonvention nach ICRP 65 [ICR93]. Von der ICRP wurde die Dosiskonvention empfohlen, da das in den 90er Jahren von der ICRP entwickelte dosimetrische Lungenmodell bei der Anwendung auf Rn-222-Zerfallsprodukte zu berechneten Risiken führte, die in der Praxis nicht beobachtet wurden.

Die Dosiskonvention beruht darauf, dass im Ergebnis epidemiologischer Untersuchungen an Bergarbeitern das Risiko, an Krebs zu erkranken, unmittelbar aus der Rn-222-Exposition abgeschätzt werden kann. Die primäre Größe bei der Bewertung stellt demzufolge die Rn-222-Exposition dar, die Berechnung einer Dosis wäre nicht erforderlich. Gleichwohl existieren Fälle, in denen eine Bewertung der Strahlenexposition durch Inhalation von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten auch durch eine entsprechend definierte Dosis möglich sein sollte (wie z.B. bei Kombination mit anderen Expositionspfaden zur Berechnung einer Gesamtdosis). Der Zusammenhang zwischen Rn-222-Exposition und effektiver Dosis ergibt sich nach ICRP aus der Annahme, dass der gesamte Gesundheitsschaden einer Person (stochastisches Detriment) sowohl bei den Atombombenüberlebenden mit einer definierten effektiven Dosis als auch bei Bergarbeitern mit einer definierten Exposition an potentieller Alpha-Energie verbunden ist. Per Konvention wurde nun festgelegt, dass die Exposition an potentieller Alpha-Energie, die zu dem gleichen stochastischen Detriment führt wie eine bestimmte effektive Dosis, dieser effektiven Dosis äquivalent ist [PRZ94]. In der folgenden Tabelle sind die entsprechenden Werte zusammengestellt.

**Tabelle 4-8: Zusammenstellung der für die Ableitung der Dosiskonvention der ICRP 65 zugrunde gelegten Detrimentkoeffizienten für das gesamte stochastische Risiko pro effektiver Dosis nach ICRP 60 [ICR91] und für tödlichen Lungenkrebs pro Rn-222-Zerfallsprodukt-Exposition nach ICRP 65. Die Dosiskonvention sowohl für Beschäftigte als auch für Personen der Bevölkerung wurde unter der Annahme abgeleitet, dass die Rn-222-Zerfallsprodukt-Exposition einer effektiven Dosis bei gleichem stochastischen Gesamtdetriment äquivalent ist.**

Referenzperson	Detrimentkoeffizient für das gesamte stochastische Risiko nach ICRP 60	Detrimentkoeffizient für tödlichen Lungenkrebs nach ICRP 65	Dosiskonversion
Beschäftigte	0,056 pro Sv	0,08 pro J h m <sup>-3</sup>	1,4 Sv pro (J h m <sup>-3</sup> )
Bevölkerung	0,073 pro Sv	0,08 pro J h m <sup>-3</sup>	1,1 Sv pro (J h m <sup>-3</sup> )

Die Dosiskonvention, die auf die effektive Dosis und die potentielle Alpha-Energie-Exposition bezogen ist, schließt bei Personen aus der allgemeinen Bevölkerung jede Differenzierung

nach biologischen Parametern (Alter, Atemrate usw.) aus. Es ist möglich, anstelle der potentiellen Alpha-Energie-Exposition die Radonkonzentration zu verwenden, wenn gleichzeitig Aufenthaltszeit und Gleichgewichtsfaktor definiert sind.

#### 4.3.4 Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Rn-220 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten

Die Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Rn-220 (Thoron) und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten erfolgt nach BglBb auf der Grundlage von Werten der potentiellen Alpha-Energie-Konzentration der kurzlebigen Zerfallsprodukte (BglBb, Gl. 3.3, hier Gl.(4.3-2):

$$E_{\text{Rn220},j} = g_{\text{pot}(\text{Rn220}),j} \cdot \sum_s (C_{\text{pot}(\text{Rn220}),s} - C_{\text{pot}(\text{Rn220})}^U) \cdot t_{\text{Exp},j,s} \quad (4.3-2)$$

Hierbei bedeuten:

$E_{\text{Rn220},j}$	Effektive Jahresdosis durch Inhalation von Radon-220 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten für die Referenzperson j in Sv
$C_{\text{pot}(\text{Rn220}),s}$	Potentielle Alpha-Energie-Konzentration der kurzlebigen Radon-222-Zerfallsprodukte in der Atemluft für den Expositionsort s in $\text{J m}^{-3}$
$C_{\text{pot}(\text{Rn220})}^U$	Potentielle Alpha-Energie-Konzentration der kurzlebigen Radon-222-Zerfallsprodukte des natürlichen Untergrundes in der Atemluft in $\text{J m}^{-3}$
$g_{\text{pot}(\text{Rn220}),j}$	Dosiskoeffizient der Referenzperson j für die potentielle Alpha-Energie-Exposition kurzlebiger Radon-220-Zerfallsprodukte in $\text{Sv m}^3 \text{J}^{-1} \text{h}^{-1}$
$t_{\text{Exp},j,s}$	Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h

In den BglBb wird davon ausgegangen, dass im Vergleich zum Rn-222 das Rn-220 aufgrund seiner geringen Halbwertszeit von 55,6 s in der freien Atmosphäre keine nennenswerten bergbaubedingten Strahlenexpositionen verursacht (s. Abschnitt 3.5.5). Aus diesem Grund beinhalten die BglBb auch nur die Berechnungsvorschrift zur Ermittlung der Strahlenexposition an Arbeitsplätzen.

Die Berechnung der effektiven Dosis nach Gleichung (4.3-2) basiert auf der potentiellen Alpha-Energie-Konzentration (kurz PAEC) der kurzlebigen Zerfallsprodukte des Rn-220. Die PAEC kann analog zum Rn-222 auch durch die sogenannte Gleichgewichtskonzentration des Mutternuklids Rn-220  $C_{\text{EEC}(\text{Rn220})}$  in  $\text{Bq m}^{-3}$  beschrieben werden. Das ist eine fiktive Konzentration, in der das Rn-220 im radioaktiven Gleichgewicht mit den kurzlebigen Zerfallspro-

dukten steht und denselben Wert der PAEC besitzt wie das tatsächliche sich nicht im radioaktiven Gleichgewicht befindende Gemisch der Zerfallsprodukte:

$$C_{EEC(Rn220)} = 0,913 \cdot C_{Pb212} + 0,087 \cdot C_{Bi212} \quad (4.3-3)$$

Hierbei bedeuten:

$C_{Pb212}$             Aktivitätskonzentration des Nuklids Pb-212 in  $Bq\ m^{-3}$

$C_{Bi212}$             Aktivitätskonzentration des Nuklids Bi-212 in  $Bq\ m^{-3}$

Die Beiträge der Nuklide Po-216 und Po212 zur PAEC können aufgrund der geringen Halbwertszeiten von 0,15 s bzw.  $3,04 \cdot 10^{-7}$  s vernachlässigt werden.

Gleichung (4.3-3) ist zu entnehmen, dass die gleichgewichtsäquivalente Rn-220-Konzentration hauptsächlich durch die Pb-212-Aktivitätskonzentration bestimmt wird. In der Praxis kann deshalb näherungsweise die Pb-212-Aktivitätskonzentration in  $Bq\ m^{-3}$  der gleichgewichtsäquivalenten Rn-220-Konzentration gleichgesetzt werden. Dies kann von Vorteil sein, wenn nur Pb-212-Aktivitätskonzentrationen vorliegen. Für die Berechnung der Strahlenexposition nach Gleichung (4.3-2) ist dann ein auf die gleichgewichtsäquivalente Rn-220-Konzentration bezogener Dosiskoeffizient erforderlich. Mithilfe der Umrechnung  $1\ Bq\ m^{-3}\ C_{EEC(Rn220)} = 7,6 \cdot 10^{-8}\ J\ m^{-3}$  ergibt sich für den o.g. Dosiskoeffizient für Beschäftigte ein Wert von  $38\ nSv\ m^3\ Bq^{-1}\ h^{-1}$  (Zum Vergleich: UNSCEAR [UN00, UN10] gibt für die gleichgewichtsäquivalente Rn-220-Konzentration einen Dosiskoeffizienten von  $40\ nSv\ m^3\ Bq^{-1}\ h^{-1}$  an).

#### 4.3.5 Zur Bewertung der Rn-222-Konzentration im Freien

Für die radiologische Bewertung gemessener Rn-222-Konzentrationen in der freien Atmosphäre gibt es aus historischen Gründen neben den BglBb prinzipiell noch die Möglichkeit, nach der von der Strahlenschutzkommission 1995 herausgegebenen Empfehlung "Grundsätze zur Bewertung der Strahlenexposition infolge von Radon-Emissionen aus bergbaulichen Hinterlassenschaften in den Uranerzbergbaugebieten Sachsens und Thüringens" [BMU95] zu verfahren.

In dieser SSK-Empfehlung erfolgt die Bewertung gemessener Rn-222-Konzentrationen getrennt von anderen Expositionspfaden und basiert *ausschließlich* auf einen Vergleich der Messwerte der Rn-222-Konzentration im Freien in Wohngebieten mit dem natürlichen Konzentrationsniveau (Normalbereich). Eine jährliche effektive Dosis aus der Rn-222-Exposition ist nicht zu berechnen. Als Vergleichswert wird von der SSK ein Richtwert von  $80\ Bq\ m^{-3}$

empfohlen, der den oberen Bereich der Rn-222-Konzentration markieren soll, der auch natürlicherweise, also ohne bergbaulichen Einfluss auftritt.<sup>15</sup> Wird dieser Richtwert langfristig überschritten, ist zu prüfen, ob diese Erhöhung gegenüber dem Normalbereich durch eine bergbauliche Anlage oder Einrichtung verursacht sein kann. Überschreitet dabei der durch den Bergbau verursachte Anteil der Rn-222-Konzentration im Freien langfristig einen Wert von  $50 \text{ Bq m}^{-3}$ , sollte die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen geprüft werden.

Für beide Bewertungsverfahren gilt, dass bei langzeitiger Überschreitung von Eingreifwerten der Rn-222-Konzentration im Freien (Richtwert von  $80 \text{ Bq m}^{-3}$  nach SSK-Empfehlung und Ausschlusskriterium von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  (bergbaubedingt) nach BglBb) weitere Untersuchungen zur Bestimmung der bergbaubedingten Rn-222-Konzentration erforderlich sind. Die zusätzlichen Untersuchungen können sowohl Messungen der Rn-222-Emission und -immission und/oder Modellierungen der Rn-222-Freisetzung und des atmosphärischen Transportes umfassen.

Die Anwendung beider Bewertungsverfahren kann aufgrund voneinander abweichender Bewertungsmaßstäbe zu unterschiedlichem Untersuchungsaufwand und zu verschiedenen Ergebnissen führen. Zwar haben die SSK-Empfehlungen sich z.B. bei den Bewertungen im Rahmen des Projektes „Altlastenkataster“ als sehr praktikabel erwiesen haben, da durch Messungen eine Über- oder Unterschreitung des Richtwertes von  $80 \text{ Bq m}^{-3}$  aufgrund eines oftmals deutlich niedrigeren Untergrundwertes leicht nachgewiesen werden kann. Jedoch haben die vom BMU herausgegebenen BglBb und der damit verbundene Bewertungsansatz sich inzwischen zum Standard auch außerhalb der Bewertung bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen entwickelt. Zur Gewährleistung einer einheitlichen Vorgehensweise und vor dem Hintergrund, dass es keine „Außerkräftsetzung“ von SSK-Empfehlungen gibt, wird empfohlen, bei der radiologische Bewertung der Rn-222-Konzentration im Freien die BglBb zugrunde zulegen.

#### **4.4 Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel**

Die Strahlenexposition durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel ist nach BglBb, Gl (4.1) wie folgt zu berechnen:

---

<sup>15</sup> Neuere Untersuchungen [DU09] haben gezeigt, dass für den oberen Bereich des natürlichen Untergrundes in Bergbauregionen ein Wert von  $50 \text{ Bq m}^{-3}$  realistischer ist. Dieser Wert beruht auf Jahresmittelwerte der Radonkonzentration an über 100 bergbaulich unbeeinflussten Messpunkten in Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt in den Jahren 1993 – 2004. Bei der Ableitung des Richtwertes von  $80 \text{ Bq m}^{-3}$  wurden wegen der in den frühen 1990er Jahren noch begrenzt vorhandenen Datenlage nur Ergebnisse von Halbjahresmessungen (Sommer- bzw. Winterhalbjahr) zugrunde gelegt.

$$E_{\text{Ing},j} = \sum_n p_n \cdot U_{n,j} \cdot \sum_r (C_{n,r} - C_{n,r}^U) \cdot g_{\text{Ing},r,j} \quad (4.4-1)$$

Hierbei bedeuten:

$E_{\text{Ing},j}$	Effektive Jahresdosis für die Referenzperson j durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel in Sv
$C_{n,r}$	Spezifische Aktivität in $\text{Bq kg}^{-1}$ bzw. Aktivitätskonzentration in $\text{Bq l}^{-1}$ des Radionuklids r im Lebensmittel n
$C_{n,r}^U$	Spezifische natürliche Untergrund-Aktivität in $\text{Bq kg}^{-1}$ bzw. Aktivitätskonzentration in $\text{Bq l}^{-1}$ des Radionuklids im Lebensmittel n
n	Index zur Kennzeichnung der Lebensmittel
n = Mi	Milch und Milchprodukte
n = FI	Fleisch und Fleischwaren
n = Fi	Fischfleisch
n = Gm	Gemüse außer Blatt- und Wurzelgemüse
n = Bl	Blattgemüse
n = Wg	Wurzelgemüse
n = Ob	Obst
n = W	Trinkwasser
n = SM	Säuglingsmilchnahrung
$p_n$	Anteil lokaler Produktion des Lebensmittels n am Jahresverbrauch, dimensionslos
$U_{n,j}$	Jahresverbrauch des Lebensmittels n durch die Referenzperson j in kg (in l für n = W)
$g_{\text{Ing},r,j}$	Ingestionsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und Referenzperson j in $\text{Sv Bq}^{-1}$

#### 4.4.1 Spezifische Aktivität bzw. Aktivitätskonzentration im Lebensmittel

In den BglBb wird betont, dass die Strahlenexposition auf der Grundlage repräsentativer Messwerte der spezifischen Aktivität bzw. Aktivitätskonzentration im Lebensmittel zu berechnen ist. Die auf diese Weise bestimmte Strahlenexposition spiegelt allerdings nur den

Status quo wider. Insbesondere bei Lebensmitteln muss aber mit sich zeitlich verändernden Nutzungen gerechnet werden. Das betrifft beispielsweise die in einem Garten angebauten Gemüse- oder Obstsorten oder auch die Fruchtfolge auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Ist eine prospektive Strahlenexposition zu ermitteln, so muss die Dosis abdeckend berechnet werden, um sicher zustellen, dass Grenz- oder Richtwerte eingehalten werden. In solch einem Fall sind dann auch zukünftige Nutzungen einzubeziehen und die spezifische Aktivität in Lebensmitteln ist aus der spezifischen Aktivität des Bodens und der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser, Beregnungs- oder Viehtränkewasser nach BglBb, Teil II, Ziff. 6 zu berechnen (s. auch Abschnitt 3.5.7).

In den BglBb wird darauf hingewiesen, dass in den genannten Lebensmittel das radioaktive Gleichgewicht innerhalb der U-238- und U-235-Reihe gestört ist (dies gilt auch für die Nuklide der Th-232-Reihe). Dieser Sachverhalt folgt aus den bekannten unterschiedlichen Verhalten der Nuklide beim Transport aus dem Boden bzw. Futtermitteln in die Lebensmittel. Für den Fall, dass die Strahlenexposition auf der Grundlage von Messungen der spezifischen Aktivität im Lebensmittel zu bestimmen ist und nicht für alle zu berücksichtigenden Nuklide (s. Hinweis a in BglBb, Teil II, Ziff. 4) Messergebnisse vorliegen, können für die terrestrischen Pfade die spezifischen Aktivitäten der „fehlenden“ Nuklide in jeder Zerfallsreihe unter der Annahme eines radioaktiven Gleichgewichtes im Boden näherungsweise aus dem Verhältnis der Transferfaktoren abgeschätzt werden: Für pflanzliche Produkte aus dem Verhältnis der  $T_{Bl,r}$  bzw.  $T_{Pf,r}$  und für Milch/Milchprodukte und Fleisch/Fleischwaren aus dem Verhältnis der Produkte ( $T_{Wd,r} \cdot T_{Mi,r}$ ) bzw. ( $T_{Wd,r} \cdot T_{Fi,r}$ ).

Ein weiterer Hinweis in den BglBb betrifft die Einbeziehung von Messwerten der Aktivitätskonzentration in Muttermilch, bei der keine natürliche Untergrund-Aktivitätskonzentration in Rechnung zu stellen ist. Diese Empfehlung erfolgt vor dem Hintergrund einer nur geringen und damit unsicheren Datenbasis. Die damit verbundene Konservativität bei der Berechnung der bergbaubedingten Strahlenexposition wird in Kauf genommen, um eine Unterschätzung der bergbaubedingten Dosis von Säuglingen durch evtl. zu hohe Untergrundwerte zu vermeiden.

#### 4.4.2 Lebensmittelarten

Die Unterteilung in Lebensmittelgruppen erfolgt in gleicher Weise wie in der AVV und ist erforderlich, um das unterschiedliche Transferverhalten der Nuklide und die verschiedenen Verzehrswerten bei der Dosisberechnung adäquat zu berücksichtigen. Auch wenn bei der *Modellierung* des Radionuklidtransportes nach BglBb, Teil II, Ziff. 6 für die pflanzlichen Produkte nur zwischen „Blattgemüse“ und „pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse“ unterschieden wird, erfolgt in den BglBb eine weitere Aufgliederung der „pflanzlichen Produkte ohne Blattgemüse“ ( $n = Pf$ ) in „Obst“, „Wurzelgemüse“ und „Gemüse außer Blatt- und Wurzelgemüse“.

Diese Detaillierung ist von Vorteil, wenn *Messungen* der spezifischen Aktivität in pflanzlichen Lebensmittelprodukten radiologisch zu bewerten sind. Aufgrund der vorliegenden natürlichen Untergrundwerte und mittlerer Verzehrswerten können Strahlenexpositionen detaillierter und damit realistischer berechnet werden.

In der Aufzählung der Lebensmittelarten erscheint nicht das Lebensmittel „Getreide und Getreideprodukte“. Im Abschnitt 3.5.4 ist dargelegt worden, dass diese Lebensmittelgruppe im Regelfall nicht zu berücksichtigen ist. Zur Vermeidung einer „automatischen“, d.h. unkritischen Berücksichtigung dieser Lebensmittelgruppe wurde deshalb auf die entsprechende Kennzeichnung verzichtet. Sollte im Einzelfall für die Lebensmittelgruppe „Getreide und Getreideprodukte“ eine radiologische Bewertung erforderlich sein, so sind bei der Berechnung der Strahlenexposition die Parameter für  $n = Pf$  (Pflanzen ohne Blattgemüse) und für den Anteil lokaler Produktion ein ortsspezifischer Wert zu verwenden.

#### 4.4.3 Anteil lokaler Produktion von Lebensmittel

Eine detaillierte Begründung für den Wert  $p_n = 0,5$  für Lebensmittel außer Trinkwasser und Muttermilch erfolgt im Abschnitt 3.5.4. Für den Verzehr von Trinkwasser wird von der Möglichkeit ausgegangen, dass ein privat genutzter Hausbrunnen durch bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen kontaminiert werden kann und dessen Wasser den gesamten Jahresverbrauch an Trinkwasser abdeckt ( $p_n = 1$ ).

#### 4.4.4 Jahresverbrauch von Lebensmittel

Die hier verwendeten mittleren Verzehrswerten stammen aus der StrlSchV, Anlage VII, Teil B, Tabelle 1 (ohne Verwendung der Faktoren aus Spalte 8, die nur zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Planung von Anlagen oder Einrichtungen im Sinne der StrlSchV dienen) [BMU11].

#### 4.4.5 Ingestionsdosiskoeffizient

Die Ingestionsdosiskoeffizienten für Einzelpersonen der Bevölkerung und für Beschäftigte wurden der ICRP 72 bzw. der ICRP 68 entnommen und sind identisch mit den Werten der EU-Grundnorm [EUR96].

Für das Nuklid Po-210 besteht im Vergleich zu anderen Nukliden der BglBb ein auffällig großer Unterschied zwischen den Ingestionsdosiskoeffizienten für Beschäftigte und Erwachsene (> 17 a) aus der Bevölkerung. Diese Diskrepanz beruht auf unterschiedliche Annahmen über den Anteil der Radioaktivität, die aus dem Magen-Darm-Trakt in das Blut gelangt (sog.  $f_1$  - Wert im biokinetischen Modell der ICRP). Während für Beschäftigte ein  $f_1$ -Wert von 0,1 zugrunde gelegt wurde, wurde auf der Basis von Experimenten zur Aufnahme von organisch und anorganisch gebundenem Polonium für Personen der Bevölkerung ein Wert von 0,5 (für

Säuglinge 1,0) gewählt (ICRP 67, Absatz 113). Auf diese Weise wird berücksichtigt, dass Polonium aus Nahrungsmitteln stärker aufgenommen wird als anorganisch gebundenes Polonium. Aufgrund dieses Sachverhaltes hat die SSK festgestellt, dass zwischen einem Ingestionsdosiskoeffizienten für organisch gebundenes Po-210 und einem Ingestionsdosiskoeffizienten für anorganisches Po-210 für alle Altersklassen unterschieden werden sollte. Somit resultiert für den Ingestionsdosiskoeffizienten für anorganisch gebundenes Po-210 ein um den Faktor 5 verringerter Wert, der für den Expositionspfad „Aufnahme von Boden (Direktingestion)“ zu verwenden ist.

#### 4.5 Berechnung der Strahlenexposition durch Aufnahme von Boden (Direktingestion)

Eine orale Aufnahme von Bodenmaterial kann i.w. auf folgenden Pfaden erfolgen:

- Direktingestion von Bodenmaterial bei Aufenthalt im Freien z.B. auf einer Halde oder in einem Garten
- Ingestion von an Pflanzen angelagerten Bodenmaterial (hauptsächlich Staubablagerung auf Blattoberflächen)
- Ingestion von Staubpartikel (Hausstaub) bei Aufenthalt in Gebäuden

In den BglBb werden nur die beiden erst genannten Möglichkeiten berücksichtigt (die Staubablagerung auf Blattoberflächen wird in der Gl. (6.5) der BglBb behandelt). Die orale Aufnahme von durch bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen kontaminiertem Hausstaub wird nicht als Regelfall angesehen. Rein rechnerisch können wohl nennenswerte Strahlenexpositionen resultieren, die dafür notwendigen Annahmen sind allerdings ziemlich unrealistisch. So müsste die bei einer Sanierung prognostizierte erhöhte Staubkonzentration von  $0,25 \text{ mg m}^{-3}$  (50% von  $0,5 \text{ mg m}^{-3}$  nach BglBb, Teil II, Ziff. 2) an 250 Tagen im Jahr in einem Wohnhaus auftreten, keine Reinigung im Haus erfolgen und ein Kleinkind während seines gesamten Aufenthaltes im Wohnhaus von  $7000 \text{ h a}^{-1}$  „Staub essen“. Eine nennenswerte Kontamination des Fußbodens mit bergbaulichem Material durch an Schuhen anhaftende Partikeln und anschließender Staubaufnahme wird ebenfalls nicht als Regelfall angesehen. Die Strahlenexposition durch Aufnahme von Bodenmaterial ist nach BglBb, Gl (5.1) wie folgt zu berechnen:

$$E_{\text{Ing,Bo},j} = U_{\text{Bo},j} \cdot \sum_s t_{\text{Exp},j,s} \cdot \sum_r (C_{\text{Bo}(0,5),r,s} - C_{\text{Bo}(0,5),r}^U) \cdot g_{\text{Ing},r,j} \quad (4.5-1)$$

Hierbei bedeuten:

$E_{\text{Ing,,Bo},j}$	Effektive Jahresdosis für die Referenzperson j durch direkte Aufnahme von Bodenmaterial in Sv
$C_{\text{Bo}(0,5),r,s}$	Spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Feinkornfraktion (Teilchen mit einem Durchmesser < 0,5 mm) der oberen Bodenschicht (0 - 30 cm) am Expositionsort s in Bq kg <sup>-1</sup> (TM)
$C_{\text{Bo}(0,5),r}^{\text{U}}$	Spezifische natürliche Untergrund - Aktivität des Radionuklids r in der Feinkornfraktion (Teilchen mit einem Durchmesser < 0,5 mm) der oberen Bodenschicht (0 - 30 cm) am Expositionsort s in Bq kg <sup>-1</sup> (TM)
$U_{\text{Bo},j}$	Boden - Aufnahme rate der Referenzperson j in kg h <sup>-1</sup>
$t_{\text{Exp},j,s}$	Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h
$g_{\text{Ing},r,j}$	Ingestionsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv Bq <sup>-1</sup>

Zur Verwendung des Ingestionsdosiskoeffizienten für anorganisch gebundenes Po-210 wird auf den Abschnitt 4.4.5 verwiesen.

#### 4.5.1 Spezifische Aktivität in der Feinkornfraktion der oberen Bodenschicht

Ausgangspunkt der Dosisberechnung ist die spezifische Aktivität der oberen Bodenschicht (0 - 30 cm). Die Beprobungstiefe von 30 cm ist identisch mit der in den BglBb vorgegebenen Beprobungstiefe für Garten- und Ackerboden und entspricht etwa der nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [BU09] von Kinder maximal erreichbaren Tiefe von 35 cm auf Kinderspielflächen in Wohngebieten. Wenn allerdings der Verdacht besteht, dass die spezifische Aktivität der oberen 30 cm sehr inhomogen verteilt ist, kann es im Einzelfall erforderlich sein, andere oder zusätzliche Beprobungstiefen zu wählen. Als Orientierung kann hier die in der BBodSchV geforderte Probenahmetiefe von 0 - 10 cm als Kontaktbereich für orale Schadstoffaufnahme für den Wirkungspfad Boden - Mensch dienen. Gleichwohl sind auch Fälle denkbar, in denen tiefere Bodenschichten zu betrachten sind. So können beispielsweise spielende Kinder auf einer unzureichend abgedeckten Halde mit dem Haldenmaterial in Kontakt gelangen. In einem solchen Fall wäre dann eine radiologische Bewertung auf der Basis der spezifischen Aktivität des Haldenmaterials durchzuführen.

Analog zur Vorgehensweise im konventionellen Bodenschutz [BU09] ist das Bodenmaterial in einen Grobanteil (Korndurchmesser  $\geq 2$  mm) und einen Feinanteil (Korndurchmesser < 2 mm) zu unterteilen, wobei als ingestierbare Fraktion nur der Feinanteil betrachtet wird (ohne Pflanzenreste und Fremdmaterialien). Nach [BO04] wurde die Korngrößenfraktion

< 2 mm auch bei allen bisherigen Studien zur Quantifizierung der Bodenaufnahmerate zugrunde gelegt. In den BglBb wird ein Korndurchmesser von < 0,5 mm verwendet, da davon ausgegangen werden kann, dass für die Direktinhalation größere Partikel bis zu 2 mm aufgrund der geringeren Haftung an den Händen eine eher untergeordnete Rolle spielen. Außerdem ist zu erwarten, dass größere Partikel im Mund bemerkt und ausgespuckt werden [BO04]. Die Verringerung der oberen Grenze der relevanten Partikeldurchmesser von 2 mm auf 0,5 mm führt zu einer Erhöhung der spezifischen Aktivität in der Bodenprobe und kann, falls nur die spezifische Aktivität in der ungesiebten Bodenprobe bekannt ist, mithilfe des Aufkonzentrationsfaktors abgeschätzt werden (s. Abschnitt 4.5.3).

#### 4.5.2 Boden-Aufnahmerate

Für die radiologische Bewertung des Expositionspfades „Aufnahme von Boden“ wurden in Deutschland erstmalig 1992 von der Strahlenschutzkommission (SSK) Berechnungsverfahren vorgestellt [BMU92]. Die dort für die Einschätzung bergbaulicher Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus beschriebenen Boden-Aufnahmeraten wurden aus einer Studie des Umweltbundesamtes [RU90] abgeleitet, die sich auf US-amerikanische und niederländische Untersuchungen stützt und in der für Kinder (2 - 7 a) und Erwachsene eine Boden-Aufnahme von  $0,5 \text{ g d}^{-1}$  bzw.  $0,1 \text{ g d}^{-1}$  angesetzt wird. Unter Verwendung des im Strahlenschutz üblichen Anteils der Aufenthaltszeit im Freien an der Gesamtzeit (s. z.B. UNSCEAR 2000 [UN00]) von 0,2 (entspricht ca.  $5 \text{ h d}^{-1}$ ) folgt daraus eine Boden-Aufnahmerate für Kinder von ca.  $0,1 \text{ g h}^{-1}$  bzw.  $0,02 \text{ g h}^{-1}$  für Erwachsene. Wird eine mittlere jährliche Aufenthaltszeit auf Flächen mit möglicher Bodenaufnahme von  $1000 \text{ h a}^{-1}$  für zugrunde gelegt, folgen daraus die in [BMU92] (aufgerundeten) Boden-Aufnahmeraten von  $110 \text{ g a}^{-1}$  für Kinder bzw.  $22 \text{ g a}^{-1}$  für Erwachsene.

Die von der SSK 1992 abgeleiteten Boden-Aufnahmeraten (s.o.) bezogen sich auf ein Jahr und waren damit unabhängig von der tatsächlichen Aufenthaltsdauer. Daraus resultieren bei verschiedenen Aufenthaltszeiten von z.B.  $250 \text{ h a}^{-1}$  auf einer unkultivierten Fläche und  $1000 \text{ h a}^{-1}$  in einer Parkanlage unterschiedliche Boden-Aufnahmeraten für Kinder von  $0,44 \text{ g h}^{-1}$  bzw.  $0,11 \text{ g h}^{-1}$ . Dieses unplausible Ergebnis war Anlass, bei der Berechnung der Strahlenexposition von einer Boden-Aufnahmerate pro Stunde auszugehen, die in Verbindung mit einer nutzungsabhängigen jährlichen Aufenthaltszeit die zu berücksichtigende Jahresaufnahme ergibt. Aus neueren Untersuchungsergebnissen [SI98,EPA97] und dem Bestreben, möglichst gleiche Boden-Aufnahmeraten zu verwenden wie im konventionellen Bodenschutz für chemisch-toxische Stoffe [BAG95] wurden die in den BglBb, Tabelle IV.5 dargestellten Werte abgeleitet:

Nach [BS99a] ergibt die Auswertung der Literatur eine mittlere Aufnahme­rate für Kinder (1 bis 7 a) von 0,2 g d<sup>-1</sup> im Sinne eines konservativen Schätzwertes und für Erwachsene einen Wert von 0,05 g d<sup>-1</sup>.<sup>16</sup> Wird eine mittlere Aufenthaltszeit im Freien von 5 h d<sup>-1</sup> zugrunde gelegt (s.o.), folgen daraus Boden-Aufnahmeraten von 0,04 g h<sup>-1</sup> für Kinder und 0,01 g h<sup>-1</sup> für Erwachsene. Diese Werte sind dem im konventionellen Bodenschutz verwendeten Boden-Aufnahmeraten ähnlich. So wird nach dem vom BMU herausgegebenen UMS-System<sup>17</sup> [HEM97] mit den in Tabelle 4-9 dargestellten Boden-Aufnahmeraten gerechnet.

**Tabelle 4-9: Boden-Aufnahmeraten im vom BMU herausgegebenen UMS-System zur Beurteilung der Exposition der Schutzgüter „Umwelt“ und „Mensch“ durch alltagsbedingte Schadstoffe. Die Werte in der dritten Spalte wurden aus den UMS-Werten auf der Basis einer mittleren Aufenthaltszeit im Freien von 5 h d<sup>-1</sup> berechnet.**

Altersgruppe nach UMS	Boden-Aufnahmerate nach UMS in g/Aufenthalt	Abgeleitete Boden-Aufnahmerate in g h <sup>-1</sup>	Zugeordnete Altersgruppe der BglBb
< 1 a	-	-	
1 - 3 a	0,25	0,05	1 - 2 a
3 - 8 a	0,15	0,03	2 - 7 a
8 - 16 a	0,03	0,006	7 - 12 a, 12 - 17 a
> 16 a	0,03	0,006	> 17 a

Die in der Tabelle 4-9 aufgelisteten UMS-Boden-Aufnahmeraten weichen nur geringfügig von den o.g. Literaturdaten ab. Da die im UMS-System benutzten Altersgruppen nicht mit den Altersgruppen der BglBb identisch sind, wurden die im UMS-Modell angegebenen Aufnahme­raten den Altersgruppen der BglBb plausibel zugeordnet (s. letzte Spalte der Tabelle 4-9). Durch die Anlehnung der Boden-Aufnahmeraten der BglBb an die des UMS-Systems ist eine Kompatibilität der Boden-Aufnahmeraten zwischen Strahlenschutz und Bodenschutz hergestellt worden. Für die Altersgruppe "0 - 1 a" wurde - anders als im UMS-System - von der SSK eine unbeabsichtigte Bodenaufnahme ausgeschlossen, da Kinder frühestens im Krabbelstadium die Möglichkeit erhalten, direkt Boden aufzunehmen. Außerdem wurde festge-

<sup>16</sup> Nach [BAG95] werden im konventionellen Bodenschutz für diese Altersgruppen Bereiche der Boden-Aufnahmerate von 0,1 - 0,5 g/d für Kinder (1 - 6 a) bzw. 0,01 - 0,05 g/d für Erwachsene (im sog „ungünstigen Fall“) angegeben.

<sup>17</sup> Modell zur Beurteilung der Exposition der Schutzgüter „Umwelt“ und „Mensch“ durch alltagsbedingte Schadstoffe.

stellt, dass sie vom Zeitbudget wesentlich geringere Chancen zur Bodenaufnahme haben und wesentlich effektiver beaufsichtigt werden als in späteren Jahren.

#### 4.5.3 Berechnung der spezifischen Aktivität $C_{\text{Bo}(0,5),r,s}$

Analog zur Vorgehensweise bei der Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation (s. Abschnitt 4.2.5) kann die spezifische Aktivität der ingestierbaren Bodenfraktion (< 0,5 mm) aus der spezifischen Aktivität  $C_{\text{Bo},r,s}$  der gesamten (ungesiebten) Probe mithilfe eines Aufkonzentrationsfaktors  $AF_{0,5,r}$  nach BglBb, Teil II, Ziff. 5, Gleichung (5.1a) berechnet werden:

$$C_{\text{Bo}(0,5),r,s} = (C_{\text{Bo},r,s} - C_{\text{Bo},r}^U) \cdot AF_{0,5,r} \quad (4.5-2)$$

$C_{\text{Bo},r,s}$  Spezifische Aktivität des Radionuklids r in der gesamten (ungesiebten) Probe der oberen Bodenschicht (0 - 30 cm) für den Expositionsort s in  $\text{Bq kg}^{-1}$  (TM)

$C_{\text{Bo},r}^U$  Spezifische natürliche Untergrund-Aktivität des Radionuklids r in der gesamten (ungesiebten) Probe der oberen Bodenschicht (0 - 30 cm) in  $\text{Bq kg}^{-1}$  (TM)

$AF_{0,5,r}$  Aufkonzentrierungsfaktor, der das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivitäten des Radionuklids r der Feinkornfraktion (< 0,5 mm) und der Gesamtprobe beschreibt, dimensionslos (es gilt  $AF_{0,5,r} = 2$  für alle Radionuklide r)

Auch für den Pfad „Aufnahme von Boden“ wurden an Bergehalden des Uranbergbaus Untersuchungen zur Korngrößenverteilung der spezifischen Aktivität durchgeführt [BS97; FRI99; RIC98]. Es zeigte sich wie auch bei den Aufkonzentrierungsfaktoren für die Staubinhalation eine Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung des Haldenmaterials. Im Mittel liegen die  $AF_{0,5,r}$ -Werte für alle Nuklide r grob geschätzt zwischen 1 und 4, wobei die niedrigen Werte hauptsächlich dem Haldenmaterial am Standort Seelingstädt mit relativ hohem Anteil der Staubfraktion von ca. (25 - 50) Gew.-% und die höheren Werte hauptsächlich dem Material von Halden am Standort Aue und Ronneburg mit Staubfraktionen im Bereich von ca. (1 - 2) Gew.-% zuzuordnen sind. Der Aufkonzentrationsfaktor  $AF_{0,02,r} = 2$  der BglBb stellt die Schätzung eines mittleren Wertes dar.

Zur allgemeinen Anwendbarkeit des Aufkonzentrierungsfaktors für die ingestierbare Bodenfraktion (< 0,5 mm) sei hier auf die Ausführungen im Abschnitt 4.2.5 verwiesen.

## 4.6 Berechnung der spezifischen Aktivität in Lebensmitteln

Die Berechnung der spezifischen Aktivität in Lebensmitteln beruht auf den Berechnungsformeln und Parametern der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 45 StrlSchV [AVV90] bzw. auf den überarbeiteten Entwurf der AVV zu § 47 StrlSchV [AVV05] bei gleicher Unterteilung der Lebensmittelgruppen in pflanzliche Produkte (ohne Blattgemüse), Blattgemüse, Milch und Milchprodukte, Fleisch- und Fleischwaren sowie Fischfleisch. Die folgenden Erläuterungen beschränken sich daher nur auf Abweichungen zur AVV. Das betrifft die Vorgehensweise bei der Berechnung der spezifischen Aktivität in Pflanzen sowie die Werte bestimmter Parameter.

### 4.6.1 Pflanzen

#### Bodenpfad - Pfad D

Die Kontamination von Pflanzen durch Emissionen aus einer kerntechnischen Anlage oder Einrichtung kann nur in deren *Umgebung* erfolgen. Dementsprechend wird nach der AVV eine Kontamination der Pflanzen nur über den Luft- (Fallout, Washout) und Wasserpfad (Beregnung) berücksichtigt. Bei der Berechnung der Strahlenexposition durch bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen ist jedoch zusätzlich die Möglichkeit einer Kontamination durch Pflanzenwachstum *auf* einem bergbaulichen Objekt in Betracht zu ziehen (Pfad D in den BgIBb, Teil II, Ziff. 6.2.1, Gleichung 6.3):

$$C_{D,n,r} = T_{n,r} (C_{Bo,r} - C_{Bo,r}^U) \quad (4.6-1)$$

Hierbei bedeuten:

$C_{D,n,r}$	Spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Pflanze n über den Pfad D in $Bq\ kg^{-1}$ (FM)
$T_{n,r}$	Transferfaktor vom Boden zur Pflanze n (über Wurzelaufnahme und Aktivitätsablagerung auf oberirdische Pflanzenteile) für das Radionuklid r in $Bq\ kg^{-1}$ (FM) der Pflanze pro $Bq\ kg^{-1}$ (TM) des Bodens
n	Index zur Kennzeichnung der Pflanzen n = Wd für Weidepflanzen n = Pf für Pflanzen ohne Blattgemüse n = Bl für Blattgemüse

Die Aussage, dass der Transferfaktor  $T_{n,r}$  nicht nur die Radionuklidaufnahme über die Pflanzenwurzeln sondern auch die Aktivitätsablagerung auf oberirdische Pflanzenteile berücksich-

tigt, bezieht sich darauf, dass bei der Ableitung des Transferfaktors auch auf Freiland-Messungen der spezifischen Aktivität in Boden und Pflanzen zurückgegriffen wurde. Unter solchen Bedingungen kann eine Kontamination oberirdischer Pflanzenteile nicht nur über den Wurzelpfad und aufgewirbeltem Bodenmaterial, sondern auch durch Ablagerung der in der Atmosphäre vorhandenen radioaktiven Partikel erfolgen. Eine besondere Rolle spielen dabei die Zerfallsprodukte des in der Atmosphäre natürlich vorhandenen Radon-222. Hier kann es sowohl durch Ablagerungen kurzlebiger Radon-222-Zerfallsprodukte und radioaktiven Zerfall zu Pb-210 und weiter zu Po-210 aber auch durch Ablagerungen der in der Atmosphäre existierenden Pb-210- und Po-210-Aktivität zu nennenswerten Kontaminationen der oberirdischen Pflanzenteile mit den beiden Nukliden Pb-210 und Po-210 kommen. Die so bestimmten Transferfaktoren überschätzen die eigentliche Nuklidaufnahme über die Wurzeln, wobei der durch Resuspension bedingte Beitrag bei der Berechnung der Strahlenexposition durchaus erwünscht ist. Da der Transferfaktor aber auch die Ablagerung der geogen bedingten Radonzzerfallsprodukte auf die Pflanzenoberfläche „erfasst“, dürfte bei der Anwendung des Transferfaktors die bergbaubedingte spezifische Aktivität in Pflanzen überschätzt werden. Dies trifft hauptsächlich für Pb-210 und weniger für Po-210 zu, da Abschätzungen gezeigt haben, dass durch atmosphärische Ablagerung die Po-210-Aktivität nach 60 Tagen Vegetationszeit nur etwa 10 bis 20% der Pb-210-Aktivität auf der Pflanzenoberfläche beträgt [BS99a].

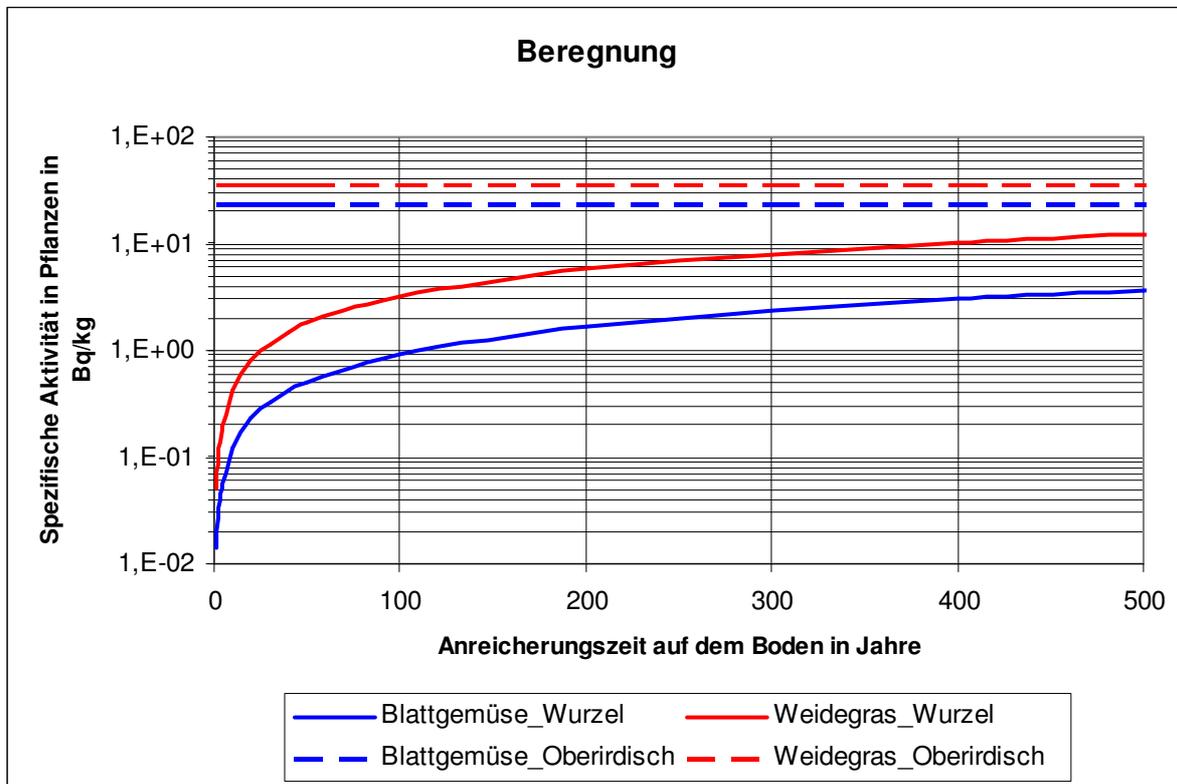
Die Transferfaktoren der BglBb, die den Übergang vom Boden zur Pflanze beschreiben, wurden einer Literaturlauswertung entnommen, die im Auftrag der SSK durchgeführt wurde [PRO98]. Dieser Ausarbeitung lagen u.a. die Publikationen [HOE95], [JEN90], [KUE87], [PIE95], [SCH91] und [WIC97] zugrunde.

Die Transferfaktoren der BglBb wurden im Übrigen in die überarbeitete Fassung der AVV [AVV05] übernommen, da für die Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen die Transferfaktoren der AVV von 1990 [AVV90] sich als oftmals viel zu hoch erwiesen haben.

#### Beregnung - Pfad B

Eine weitere Abweichung gegenüber der AVV besteht darin, dass für Pflanzen, die in der *Umgebung* bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen wachsen, nur die Kontamination durch Ablagerung auf oberirdische Pflanzenteile berücksichtigt werden muss. Die Wurzel Aufnahme von Nukliden, die über den Luft- oder Wasserpfad die obere Bodenschicht kontaminiert haben, kann gegenüber der oberirdischen Ablagerung vernachlässigt werden. So fehlt sowohl in Gleichung (6.4) als auch in Gleichung (6.5) der BglBb, Teil II, Ziff 6.2 der Summand zur Beschreibung des Wurzeltransfer, der nach AVV [AVV05] in den dortigen Gleichungen (3.11) für den „Luftpfad“ bzw. (5.21) für den Pfad „Beregnung“ beschrieben wird.

In der folgenden Abbildung sind für den Pfad „Beregnung“ die spezifischen Aktivitäten in der Pflanze durch oberirdische Kontamination und durch Aufnahme über die Wurzeln für die Uran-Radium-Reihe im Beregnungswasser dargestellt (Aktivitätskonzentration im Beregnungswasser von  $1 \text{ Bq l}^{-1}$  für alle Nuklide der U-238-Reihe und  $0,05 \text{ Bq l}^{-1}$  für alle Nuklide der U-235-Reihe).



**Abbildung 4-1: Summe der spezifischen Aktivitäten der Nuklide der U-238- und U-235-Reihe in Pflanzen (Blattgemüse, Weidegras) über den Pfad „Beregnung“ (Pfad B). Die Ablagerung auf oberirdische Pflanzenteile wurde nach BglBb und die Nuklidenaufnahme über die Wurzeln nach AVV [AVV05] unter der Annahme einer Aktivitätskonzentration im Beregnungswasser von  $1 \text{ Bq l}^{-1}$  für alle Nuklide der U-238 - Reihe und  $0,05 \text{ Bq l}^{-1}$  für alle Nuklide der U-235-Reihe berechnet.**

In der Abbildung 4-1 ist zu erkennen, dass zwar mit längeren Anreicherungszeiten die spezifische Aktivität in der Pflanze über die Wurzel Aufnahme ansteigt, aber selbst in einem Zeitraum von 200 Jahren einen Anteil an der Gesamtaktivität von 15 % nicht übersteigt (nach einem von der AVV vorgegebenen Zeitraum von 50 Jahren für die Laufzeit einer kerntechnischen Anlage ergeben sich nur Anteile von unter 5 %).

Luftpfad - Pfad A

Abweichend von der AVV wird in den BglBb nur eine durch trockene Ablagerung (Fallout) bedingte Bodenkontaminationsrate betrachtet, da der Beitrag durch feuchte Ablagerung (Washout) vernachlässigt werden kann. Das hängt damit zusammen, dass lokale Staubauf-

wirbelungen, die für bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen den Hauptbeitrag zur atmosphärischen Ablagerung auf Pflanzen liefern, durch Niederschläge reduziert werden und dass die zu Beginn eines Niederschlagsereignisses ausgewaschene Aktivität bei Quellabständen bis zu 100 m aufgrund der Bodenfreisetzung nur aus einer im Vergleich zu Schornsteinaustritten relativ niedrigen „Auswaschhöhe“ resultiert. Der Beitrag durch Washout kann folgendermaßen abgeschätzt werden:

Nach [BMU92a] ist die pro Zeit und Volumeneinheit aus einem Volumenelement mit der Aktivitätskonzentration  $C_{\text{Luft},r}$  durch Regen ausgewaschene Aktivität  $\dot{B}_{W,V,r}$ :

$$\dot{B}_{W,V,r} = \Lambda \cdot C_{\text{Luft},r} \quad (4.6-2)$$

Mit

$\dot{B}_{W,V,r}$  Pro Zeit und Volumeneinheit aus einem Volumenelement mit einer Aktivitätskonzentration  $C_{\text{Luft},r}$  des Radionuklids r durch Regen ausgewaschene Aktivität in  $\text{Bq m}^{-3} \text{ s}^{-1}$

$\Lambda$  Washoutkoeffizient in  $\text{s}^{-1}$

$C_{\text{Luft},r}$  Aktivitätskonzentration des an Staub gebundenen Radionuklids r in der Außenluft in  $\text{Bq m}^{-3}$

Durchfallen die Regentropfen die Höhe H, so beträgt die pro Bodenfläche und Zeit abgelagerte Aktivität  $\dot{B}_{W,r}$  (Bodenkontaminationsrate durch Washout):

$$\dot{B}_{W,r} = \int_0^H \Lambda \cdot C_{\text{Luft},r} dz \quad (4.6-3)$$

Mit

$\dot{B}_{W,r}$  Die pro Zeit und Bodenfläche durch Washout abgelagerte Aktivität in  $\text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ .

Der Washoutkoeffizient für Aerosole kann nach [BMU92a] wie folgt dargestellt werden:

$$\Lambda = \Lambda_0 \left( \frac{I}{I_0} \right)^{0,8} \quad (4.6-4)$$

Hierin bedeuten:

I Niederschlagsintensität in  $\text{mm h}^{-1}$

$I_0$  Niederschlagsintensität von  $1 \text{ mm h}^{-1}$

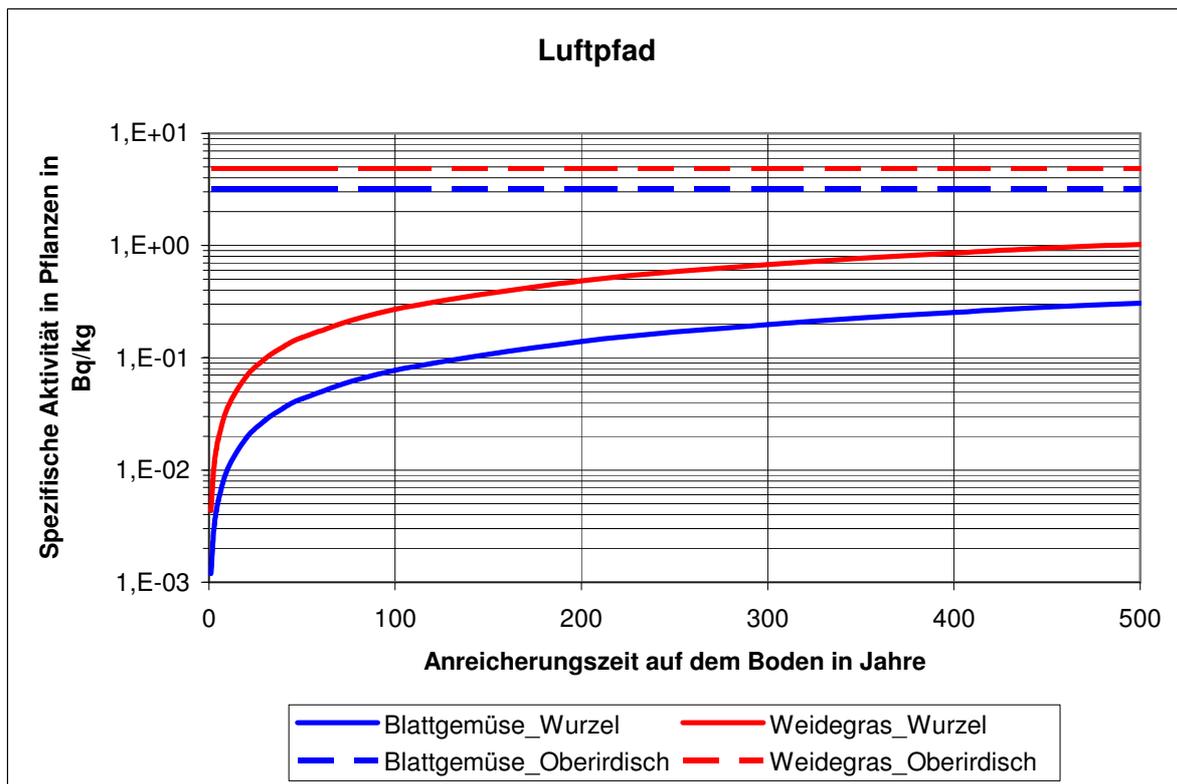
$\Lambda_0$  Washoutkoeffizient für die Niederschlagsintensität  $I_0$  in  $s^{-1}$ , ( $7 \cdot 10^{-5} s^{-1}$  für Aerosole)

Bei einer mittleren Niederschlagsmenge von  $1000 \text{ mm a}^{-1}$  und einer mittleren Niederschlagsdauer von etwa  $1000 \text{ h a}^{-1}$  (ca. 10 % pro Jahr) resultiert eine mittlere Niederschlagsintensität von ca.  $1 \text{ mm h}^{-1}$  und damit nach Gleichung (4.6-4)  $\Lambda \approx 7 \cdot 10^{-5} s^{-1}$ .

Für eine grobe Abschätzung des Washout kann bis zu einem Quellabstand von 100 m näherungsweise eine höhenunabhängige Aktivitätskonzentration  $C_{\text{Luft,r}}$  und ein konstanter Washoutkoeffizient  $\Lambda$  unterstellt werden. Als „Auswaschhöhe H“ wird ein Wert von 25 m geschätzt ( $\approx 2 \sigma_z$  (vertikaler Ausbreitungsparameter) für  $x = 100 \text{ m}$  und Diffusionskategorie D nach [AVV05]).

Legt man mit einer Staubkonzentration von  $0,05 \text{ mg m}^{-3}$  (BglBb), eine spezifische Bodenaktivität von  $1 \text{ Bq g}^{-1}$  und eine Ablagerungsgeschwindigkeit von  $0,01 \text{ m s}^{-1}$  (BglBb) zugrunde, so folgt eine Bodenkontaminationsrate von  $5 \cdot 10^{-7} \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  für den Fallout und mit den o.g. Voraussetzungen für den Washout eine Rate von  $9 \cdot 10^{-8} \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Für eine Vegetationszeit von 60 Tagen resultiert daraus ein Fallout von  $2,6 \text{ Bq m}^{-2}$  und unter der Annahme, dass 10% dieser Zeit Niederschlag fällt ein Washout von  $0,045 \text{ Bq m}^{-2}$ , der nur ca. 2% des Fallouts beträgt. Der Wert für den Washout dürfte allerdings recht konservativ sein, da, wie eingangs erwähnt, während eines Niederschlagsereignisses keine Staubaufwirbelung erfolgt.

Ebenso wie beim „Pfad B - Berechnung“ kann auch die Wurzelaufnahme von Nukliden, die über den Luftpfad die obere Bodenschicht kontaminiert haben, gegenüber der oberirdischen Ablagerung vernachlässigt werden. In der folgenden Abbildung sind für den Luftpfad die spezifischen Aktivitäten in der Pflanze durch oberirdische Kontamination und durch Aufnahme über die Wurzeln für die Uran-Radium-Reihe in der oberen Bodenschicht dargestellt (spezifische Aktivität des Bodens von  $1 \text{ Bq g}^{-1}$  für alle Nuklide der U-238 - Reihe und  $0,05 \text{ Bq g}^{-1}$  für alle Nuklide der U-235 - Reihe).



**Abbildung 4-2: Summe der spezifischen Aktivitäten der Nuklide der U-238- und U-235-Reihe in Pflanzen (Blattgemüse, Weidegras) über den Luftpfad (Pfad A). Die Ablagerung durch Fallout auf oberirdische Pflanzenteile wurde nach BgI Bb und die Nuklid Aufnahme über die Wurzeln nach AVV [AVV05] unter der Annahme einer spezifischen Aktivität des Bodens von  $1 \text{ Bq g}^{-1}$  für alle Nuklide der U-238-Reihe und  $0,05 \text{ Bq g}^{-1}$  für alle Nuklide der U-235-Reihe berechnet.**

Auch hier ist zu erkennen, dass die spezifische Aktivität in der Pflanze über die Wurzel Aufnahme selbst für einen Zeitraum von 200 Jahren einen Anteil an der Gesamtaktivität von 10% nicht übersteigt. Hierzu sei noch vermerkt, dass für die Berechnung des Wurzelpfades konservativ eine über den gesamten Zeitraum kontinuierliche Ablagerung des durch bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen kontaminierten Staubes an einem Ort zugrunde gelegt wurde. Für die oberirdische Ablagerung werden diese Verhältnisse weniger konservativ nur für den Vegetationszeitraum von 60 Tagen unterstellt. In der Realität dürfte der Wurzelpfad daher für geringere spezifische Aktivitäten in der Pflanze sorgen als in der Abbildung 4-2 dargestellt.

In den BglBb wird darauf hingewiesen, dass die Bodenkontaminationsrate für trockene Ablagerung aus der Aktivitätskonzentration  $C_{\text{Luft},r}$  wie folgt abgeschätzt werden kann:

$$\dot{B}_r = v_g \cdot (C_{\text{Luft},r} - C_{\text{Luft},r}^U) \quad (4.6-5)$$

Mit

$\dot{B}_r$  Bodenkontaminationsrate, die sich aus der trockenen Ablagerung des an Staub gebundenen Radionuklids  $r$  ergibt, in  $\text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$

$C_{\text{Luft},r}$  Aktivitätskonzentration des an Staub gebundenen Radionuklids  $r$  in der Außenluft in  $\text{Bq m}^{-3}$

$C_{\text{Luft},r}^U$  Natürliche Untergrund-Aktivitätskonzentration des an Staub gebundenen Radionuklids  $r$  in der Außenluft in  $\text{Bq m}^{-3}$

$v_g$  Ablagerungsgeschwindigkeit in  $\text{m s}^{-1}$

In den BglBb wird für die Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_g$  ein Wert von  $1 \cdot 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$  vorgegeben. Dieser Wert ist deutlich größer als der nach AVV zu verwendene Wert für Aerosole von  $1,5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ . Dazu ist folgendes anzumerken: Der Begriff der Ablagerungsgeschwindigkeit wurde der AVV entlehnt und entspricht der sog. Depositionsgeschwindigkeit nach der „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA-Luft“ [BMU02]. Die Depositionsgeschwindigkeit charakterisiert insgesamt den atmosphärischen Prozess der Ablagerung auf Oberflächen und stellt demzufolge einen komplexen Parameter dar, der durch eine Vielzahl von Größen wie Partikeldurchmesser, Rauigkeitslänge, Windgeschwindigkeit usw. beeinflusst wird (im Gegensatz dazu beschreibt die Sedimentationsgeschwindigkeit nur das Absinken von Partikeln aufgrund der Gravitation). Zur Beschreibung der Ablagerung von aufgewirbeltem Staub wurde die Korngrößenabhängigkeit der Depositionsgeschwindigkeit nach TA-Luft zugrunde gelegt. Der Wert von  $1 \cdot 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$  entspricht dabei Partikelgrößenverteilungen mit einem aerodynamischen Durchmesser bis zu  $10 \mu\text{m}$ . Der Unterschied zur geringeren Ablagerungsgeschwindigkeit nach AVV ist i.W. durch die kleineren Aerosoldurchmesser in der Abluft von Kernanlagen (bei bestimmungsgemäßen Betrieb) bedingt.

#### 4.6.2 Milch- und Milchprodukte sowie Fleisch- und Fleischwaren

Zur Berechnung der spezifischen Aktivität in den Lebensmittel Milch und Fleisch wurde auf die Formeln und Parameter der AVV zurückgegriffen und um einen Teilpfad erweitert, der die Aufnahme des Rindviehs von an Futterpflanzen anhaftenden Bodenmaterial berücksichtigt. Diese Erweiterung war erforderlich, da, wie im Abschnitt 4.6.1 beschrieben, Futterpflanzen auch auf einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung wachsen können und somit auch nen-

nenswertes Mengen des bergbaulich kontaminierten Weide- oder Ackerbodens an Futterpflanzen anhaften können. Für Weide- oder Ackerflächen in der *Umgebung* einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung kann dagegen die Bodenaufnahme durch das Rindvieh gegenüber der Aufnahme oberirdisch kontaminierter Weidepflanzen vernachlässigt werden. Ein Vergleich der von einem Rindvieh täglich aufgenommenen Aktivitätsmenge durch oberirdisch kontaminierte Weidepflanzen mit der durch Bodenaufnahme zeigt, dass selbst nach 200 Jahren Anreicherungszeit auf dem Boden, der Beitrag der Bodenaufnahme an der Gesamtaufnahme einen Wert von 10% nicht übersteigt.

Der Wert für die Bodenaufnahme eines Rindviehs beim Gras auf der Weide wurde aus einer für die SSK erstellten Literaturstudie abgeleitet [BIE95]. Die Auswertung ergab einen Wertebereich von etwa 2 bis max. 8% Erdreichanteil der gesamten Pflanzentrockenmasse, der vom Rindvieh aufgenommen wird (die Mittelung der Einzelwerte ergibt einen Wert von etwa 4%). Bei einer täglichen Futtermenge von 65 kg (BglBb, Tabelle IV.4) und einem mittleren Anteil von 20% Trockensubstanz in der Frischmasse für oberirdische Pflanzenteile von Gras/Grünlandbewuchs [CIE04] folgt daraus für die Bodenaufnahmerate ein Bereich von etwa 260 g d<sup>-1</sup> bis etwa 1000 g d<sup>-1</sup> mit einem mittleren Wert von ca. 500 g d<sup>-1</sup>. Diese Werte der Bodenaufnahmerate beziehen sich auf die Bodenaufnahme beim Gras auf einer Weide. Bei der maschinellen Ernte von Futter kann von einem geringeren Bodenanteil ausgegangen werden, der bei etwa 1% der aufgenommenen Pflanzentrockenmasse liegt [PRO02]. In den BglBb wird allerdings nur die Bodenaufnahme beim Gras berücksichtigt, da das maschinell geerntete Futter für das Winterhalbjahr im Regelfall mit Futterpflanzen „verdünnt“ wird, das nicht durch Bewuchs auf bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen kontaminiert wurde. Dieser Ansatz erscheint vor dem Hintergrund gerechtfertigt, dass landwirtschaftliche oder als Grünland genutzte bergbauliche Anlagen oder Einrichtungen nur eine begrenzte Ausdehnung besitzen, die im Regelfall die vollständige Versorgung eines Viehbetriebes im Jahr kaum gewährleisten kann<sup>18</sup>.

#### 4.6.3 Muttermilch

Die Inkorporation von Radionukliden durch Inhalation von Staub oder Ingestion von Lebensmitteln kann auch zu einer Kontamination der Muttermilch führen. Eine unbeabsichtigte Aufnahme kontaminierter Bodenmaterialien wird für stillende Mütter ausgeschlossen, da für diesen Personenkreis von einer größeren Umsicht sowohl bei der Nahrungsaufnahme als auch beim Aufenthalt im Freien ausgegangen wird. Die Berechnung der spezifischen Aktivität in

---

<sup>18</sup> Zur landwirtschaftlichen Nutzung bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen siehe Abschnitt 8.1.3.

der Muttermilch basiert bis auf eine Ausnahme auf Algorithmen und Parameter der AVV [AVV05]. Die Ausnahme betrifft den Transferfaktor  $T_{MM,Inh,r}$ , der den Nuklidtransport vom inhaliierten Staub zur Muttermilch beschreibt. Da die Transferfaktoren der AVV immer für die ungünstigste Lungenabsorptionsklasse abgeschätzt wurden, sind die Transferfaktoren der BglBb unter Zugrundelegung der hier verwendeten Lungenabsorptionsklassen (s. Abschnitt 4.2.3) gesondert berechnet worden [BFS08].

#### **4.7 Aufenthaltszeit**

Die Aufenthaltszeit spielt bei der Dosisermittlung eine zentrale Rolle, da sie bis auf die Ingestion von Lebensmitteln in allen Expositionspfaden zu berücksichtigen ist. Randbedingung bei der Ableitung dieses Parameters war, dass Einzelpersonen der Bevölkerung sich im Jahresmittel bis zu 7000 h in Gebäuden und bis zu 2000 h im Freien aufhalten können. Außerdem war zu berücksichtigen, dass Einzelpersonen der Bevölkerung sich im Freien auf "kultivierten" (z.B. Parkanlage, Sportplatz) und/oder gelegentlich auf "unkultivierten" (z.B. Halde) kontaminierten Flächen aufhalten können. In Tabelle 4-10 sind die nach BglBb zu verwendenden Aufenthaltszeiten zusammengefasst.

**Tabelle 4-10: Jährliche Aufenthaltszeiten nach BgIBb**

Expositionsart	Referenzperson	Aufenthaltszeit in h
1. In Gebäuden	Beschäftigter	bis 2000
	Bevölkerung	7000
2. Im Freien	Beschäftigter	bis 2000
	Bevölkerung	bis 2000
Dabei entfallen für die Einzelperson der Bevölkerung, je nach örtlichen Gegebenheiten, auf:		
2.1 unkultivierte Halden bzw. Flächen, die durch bergbauliche Hinterlassenschaften kontaminiert sind	≤ 1 a	0
	1 – 2 a	100
	2 – 7 a	250
	7 – 12 a	250
	12 – 17 a	100
	> 17 a	100
2.2 Gärten	Bevölkerung	1000
2.3 Straßen, Plätze	Bevölkerung	1000
2.4 Spielplätze, Park	Bevölkerung	1000

Die Aufenthaltszeiten für die Szenarien 2.2, 2.3 und 2.4 der Tabelle 4-10 wurden abgeleitet aus dem Anteil der täglichen Aufenthaltszeit im Freien an der Gesamtzeit von 0,2 (4,8 h d<sup>-1</sup>) und der Annahme, dass dieser Aufenthalt witterungs- und vegetationsbedingt an etwa sieben Monaten im Jahr (ca. 220 Tage) erfolgt. Daraus folgt dann eine durchschnittliche Aufenthaltszeit von ca. 1000 h a<sup>-1</sup>. Dass dieser Wert plausibel ist, zeigt ein Vergleich mit Erhebungsmessungen zum Zeitbudget in Deutschland nach [BAG95]. Aus einer hier für alle Tage des Jahres empfohlenen durchschnittlichen Aufenthaltszeit im Freien von 3 h d<sup>-1</sup> für Personen der Bevölkerung, die älter als drei Jahre sind, resultiert ebenfalls ein Wert von  $365 \text{ d a}^{-1} \cdot 3 \text{ h d}^{-1} \approx 1000 \text{ h a}^{-1}$ .

Von Bedeutung für die Dosisermittlung sind die Zeiten für den gelegentlichen Aufenthalt auf "unkultivierten" Halden oder Flächen, da hier oftmals hohe Strahlenexpositionen zu erwarten sind. Um zu hohe Konservativitäten zu vermeiden, wurden auf der Basis von Plausibilitätsbetrachtungen altersspezifische Verhaltensweisen bei der Nutzung der Halden zugrunde gelegt. So wurde unterstellt, dass Kleinkinder (2 – 12 Jahre) im Mittel 50 d a<sup>-1</sup> auf einer solchen Halde oder Fläche spielen. Dieser Wert kann aus dem UMS-Modell [HEM97] abgeleitet werden, nach dem Kinder zwar 150 d a<sup>-1</sup> auf dem Kinderspielplatz spielen, mit steigender Entfernung vom Wohngebiet aber ein Zeitabschlag von 30 % in Rechnung zu stellen ist. Aus der

täglichen Aufenthaltszeit im Freien von  $4,8 \text{ h d}^{-1}$  (s.o.) und  $50 \text{ d a}^{-1}$  folgt dann eine Aufenthaltszeit von ca.  $250 \text{ h a}^{-1}$ .

Während Kleinstkinder ( $\leq 1 \text{ a}$ ) sich durchaus bis  $1000 \text{ h a}^{-1}$  im Garten oder Parkanlagen unter Aufsicht Erwachsener aufhalten können, wird dies in den BglBb für diese Altersgruppe für "unkultivierte" Halden oder Flächen als unrealistisch angesehen und ausgeschlossen. Für die Altersgruppe „1 - 2 a“ wird davon ausgegangen, dass diese sich durchaus in Begleitung Erwachsener auf „unkultivierten“ Halden bzw. Flächen aufhalten können. Daraus resultieren die gleichen Aufenthaltszeiten der Altersgruppen „1 - 2 a“ und „> 17 a“.

Die Aufenthaltszeiten auf „unkultivierten“ Halden oder Flächen für die Altersgruppen „12 - 17 a“ und „> 17 a“ wurden aus Erhebungsmessungen des Robert Koch - Institutes im Rahmen des Nationalen Untersuchungssurveys 1990 - 1991 [BEL95a] und des Gesundheitssurvey OST-WEST von 1990 - 1992 [BEL95b] abgeleitet. Hierbei kamen die für den Aufenthalt auf unkultivierten Flächen vergleichbaren Aktivitäten „Walking“ und „Wandering“ infrage, die allerdings nur für Altersgruppen  $> 25$  Jahre vorlagen. Die über alle Aktivitäten, Altersgruppen und Geschlechter gemittelte Aufenthaltszeit beträgt ca.  $0,3 \text{ h d}^{-1}$  für das gesamte Jahr, woraus eine durchschnittliche Aufenthaltszeit von  $365 \text{ d a}^{-1} \times 0,3 \text{ h d}^{-1} \approx 100 \text{ h a}^{-1}$  resultiert.

Neuere Untersuchungsergebnisse zum Zeitbudget in Deutschland [MEK07] belegen, dass *repräsentative* Studien nur für die Altersgruppen 5 bis 17 Jahre sowie 23 bis 79 Jahre vorliegen und für Kinder unter 5 Jahren keine Daten für Deutschland vorhanden sind. Informationen zu Aktivitäten, die mit den Szenarien der BglBb vergleichbar sind, sind aufgrund der noch unbefriedigenden Datenlage kaum vorhanden [MEK07]. So beruhen beispielsweise Empfehlungen für spezifische Aktivitäten im Freien zum Teil immer noch auf den beiden o.g. Surveys.

#### **4.8 Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition durch Inkorporation**

Die Berechnung der Dosiskoeffizienten für die Inkorporation (Inhalation, Ingestion) von Radionukliden durch die ICRP basiert auf der Annahme einer einmaligen (akuten) Zufuhr und bedeutet, dass die gesamte Jahresaktivität am Anfang eines Jahres (für Säuglinge am 100. Tag) mit einem Mal aufgenommen wird. Für die Abschätzung einer Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung durch erhöhte natürliche Radioaktivität dürfte dagegen die Annahme einer kontinuierlichen (chronischen) Inkorporation während eines Jahres die realistischere Betrachtungsweise darstellen.

Um die Auswirkungen dieser unterschiedlichen Annahmen zur Aktivitätsaufnahme auf die Folgedosis abschätzen zu können, wurden im Rahmen der Überarbeitung der BglBb vom BfS Inhalations- und Ingestionsdosiskoeffizienten auf der Basis einer chronischen Zufuhr berechnet [BFS07]. Es zeigte sich, dass die auf einer chronischen Aktivitätszufuhr basierenden Dosiskoeffizienten insbesondere für die Altersgruppen „0 - 1 a“ und „> 17a“ zum Teil deutlich niedrigere Werte aufweisen als für eine akute Zufuhr. Im Abschnitt 8.2 sind die auf chronische Aktivitätszufuhren beruhenden Ingestions- und Inhalationsdosiskoeffizienten für die sechs Altersgruppen der Bevölkerung zusammengefasst.

Die gegenüber einer akuten Zufuhr realistischere Annahme einer chronischen Aktivitätszufuhr bei der Abschätzung einer Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung durch erhöhte natürliche Radioaktivität kann danach beispielsweise für die Altersgruppe "0 - 1 a" je nach Nuklid zu einer Verringerung der Ingestionsdosiskoeffizienten von 9% (Po-210) bis 48% (Th-228) führen.

Die in Tabelle 8-6 und Tabelle 8-7 aufgelisteten Dosiskoeffizienten für Einzelpersonen der Bevölkerung sollen in erster Linie den Grad der Konservativität bei der Berechnung der Strahlenexposition verdeutlichen, wenn die für eine akute Zufuhr berechneten Dosiskoeffizienten nach BglBb verwendet werden. Diese Kenntnis kann insbesondere bei der Interpretation berechneter Dosiswerte und deren Vergleich mit Richtwerten von Vorteil sein. Es muss hier aber darauf hingewiesen werden, dass die Dosiskoeffizienten der BglBb bei rechtsverbindlichen Berechnungen der Strahlenexposition verwendet werden sollten. Solange keine einheitliche Regelung erfolgt ist, sind bei der Berechnung bergbaubedingter Expositionen grundsätzlich diese Dosiskoeffizienten zu benutzen, da auch auf anderen Gebieten des Strahlenschutzes, in denen von einer chronischen Zufuhr ausgegangen werden kann (wie z.B. bei Langzeitauswirkungen des Atombombenfallouts auf Lebensmittel), Dosisberechnungen auf der Basis von Dosiskoeffizienten für akute Zufuhr erfolgen.

## **5 Allgemeine Werte der natürlichen Umweltradioaktivität**

Die von bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen ausgehende Strahlenexposition wird von Materialien verursacht, die Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen enthalten. Damit ergibt sich bei Messungen das bereits in Abschnitt 3.6 erwähnte Problem der Unterscheidung zwischen natürlichem und bergbaubedingtem Anteil an der Gesamtaktivität bzw. Gesamtdosisleistung. Problemverschärfend wirkt sich dabei die hohe Schwankungsbreite des natürlichen Untergrundes aus. Ein idealer Untergrundwert ist durch Messungen des „Nullpegels“ vor Beginn bergbaulicher Aktivitäten ermittelt worden. Da dieser in der Regel nicht vorliegt,

muss auf Messungen in Gebieten zurückgegriffen werden, die hinsichtlich natürlicher und zivilisatorischer Bedingungen vergleichbar, aber frei von Bergbaueinflüssen sind.

Die allgemeinen Werte der natürlichen Umweltradioaktivität stellen Schätzungen des Mittelwertes oder Medians dar, die entweder auf gemessene Untergrundwerte beruhen oder aus diesen Messwerten abgeleitet wurden. Das bedeutet auch, dass bei einer Überschreitung der Untergrundwerte nicht automatisch ein anthropogener Einfluss vorliegen muss. Dieser Sachverhalt ist vor dem Hintergrund der hohen Schwankungsbreite natürlicher Aktivitätswerte zu beachten, die in einigen Umweltmedien wie beispielsweise „Trinkwasser“ mehrere Größenordnungen umfassen kann.

## **5.1 Umgebungsäquivalentdosisleistung der natürlichen Gammastrahlung im Freien**

Der in Tabelle V.1 der BglBb empfohlene Wert von  $120 \text{ nSv h}^{-1}$  bezieht sich auf Gegenden mit erhöhter natürlicher Radioaktivität und schließt den Beitrag der kosmischen Strahlung mit ein.

Der Wert von  $120 \text{ nSv h}^{-1}$  wurde aus Messungen der Photonenäquivalentdosisleistung<sup>19</sup> des natürlichen Untergrundes im Rahmen des Projektes "Altlastenkataster" in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen abgeleitet [ETT01]. Diese Messungen wurden in den 1990er Jahren in der Umgebung bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen auf nachweislich unbeeinflussten Flächen durchgeführt.

Zusätzlich wurde überprüft, ob dieser Wert hinsichtlich der natürlichen spezifischen Aktivitäten von Nukliden der Uran- und Thoriumreihen in der oberen Bodenschicht konsistent ist. Dazu wurde mithilfe der Gleichung (4.1-4) die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung auf der Basis der in Abschnitt 5.5 dargestellten natürlichen Untergrundaktivität von  $50 \text{ Bq kg}^{-1}$  für Nuklide der U-238-Reihe und  $40 \text{ Bq kg}^{-1}$  für Nuklide der Th-232-Reihe berechnet. Für die spezifische K-40 - Aktivität in Böden wurde ein mittlerer Wert von  $520 \text{ Bq kg}^{-1}$  [KEM96] zugrunde gelegt. Daraus resultiert eine terrestrische, d.h. nur von den Nukliden in Böden und Gesteinen ausgehende Umgebungs-Äquivalentdosisleistung des natürlichen Untergrundes von ca.  $80 \text{ nSv h}^{-1}$ . Wird für die kosmische Strahlung ein Wert von  $32 \text{ nSv h}^{-1}$  für Meereshöhe [BMU10] gesetzt, resultiert eine Umgebungs-Äquivalentdosisleistung des natürlichen Untergrundes von ca.  $112 \text{ nSv h}^{-1}$ . Dieser Wert ist hinreichend konsistent mit den o.g.  $120 \text{ nSv h}^{-1}$ , zumal in Deutschland nach [KEM96] für die meisten Gesteine und Böden die spezifische

---

<sup>19</sup> Nach Abschnitt 4.1.1 kann die alte Messgröße „Photonen-Äquivalentdosisleistung“  $H_x$  der „Umgebungs-Äquivalentdosisleistung“  $H^*(10)$  näherungsweise gleichgesetzt werden.

K-40-Aktivitäten Photonenäquivalentdosisleistungen zwischen etwa 20 und 60 nSv h<sup>-1</sup> verursachen (10%- und 90%-Perzentil) und die Dosisleistung des direkt ionisierenden Anteils der kosmischen Strahlung für Höhen unterhalb 1000 m über Meereshöhe bis etwa 45 nSv h<sup>-1</sup> [WIL97] betragen kann.

Für das gesamte Gebiet der Bundesrepublik Deutschland werden für die *terrestrische* Umgebungs-Äquivalentdosisleistung im Mittel 57 nSv h<sup>-1</sup> im Freien auf nicht versiegelten Flächen bestimmt [BMU10], wobei allerdings große regionale Unterschiede bestehen. Während erhöhte Umgebungs-Äquivalentdosisleistungen (nach [KEM96] mehr als 70 nSv h<sup>-1</sup> durch terrestrische Strahlung) in den östlichen Bundesländern praktisch nur in Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt beobachtet werden, findet man in den alten Bundesländern erhöhte Werte hauptsächlich in Ostbayern, im Schwarzwald, im Odenwald, im Vulkangebiet des Neuwieder Beckens, am Ostrand des Rheinischen Schiefergebirges und über Rotliegend-Sedimente des Saar-Nahe-Raumes [KEM96].

Neuere Messungen der der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung praktisch gleichwertigen Photonenäquivalentdosisleistung durch das BfS [WIL03] bestätigen diese Einschätzung. So wurden beispielsweise in vier Regierungsbezirken Bayerns Mittelwerte der terrestrischen Photonenäquivalentdosisleistung von 48 - 86 nSv h<sup>-1</sup> bestimmt. Diese Werte der Photonenäquivalentdosisleistung schließen die kosmische Strahlung nicht ein. Da die Dosisleistung des direkt ionisierenden Anteils der kosmischen Strahlung für Höhen unterhalb 1000 m über Meereshöhe bis ca. 45 nSv h<sup>-1</sup> betragen kann [WIL97], resultieren Werte der Photonenäquivalentdosisleistung für die gesamte natürliche Gammastrahlung im Freien bis etwa 130 nSv h<sup>-1</sup>.

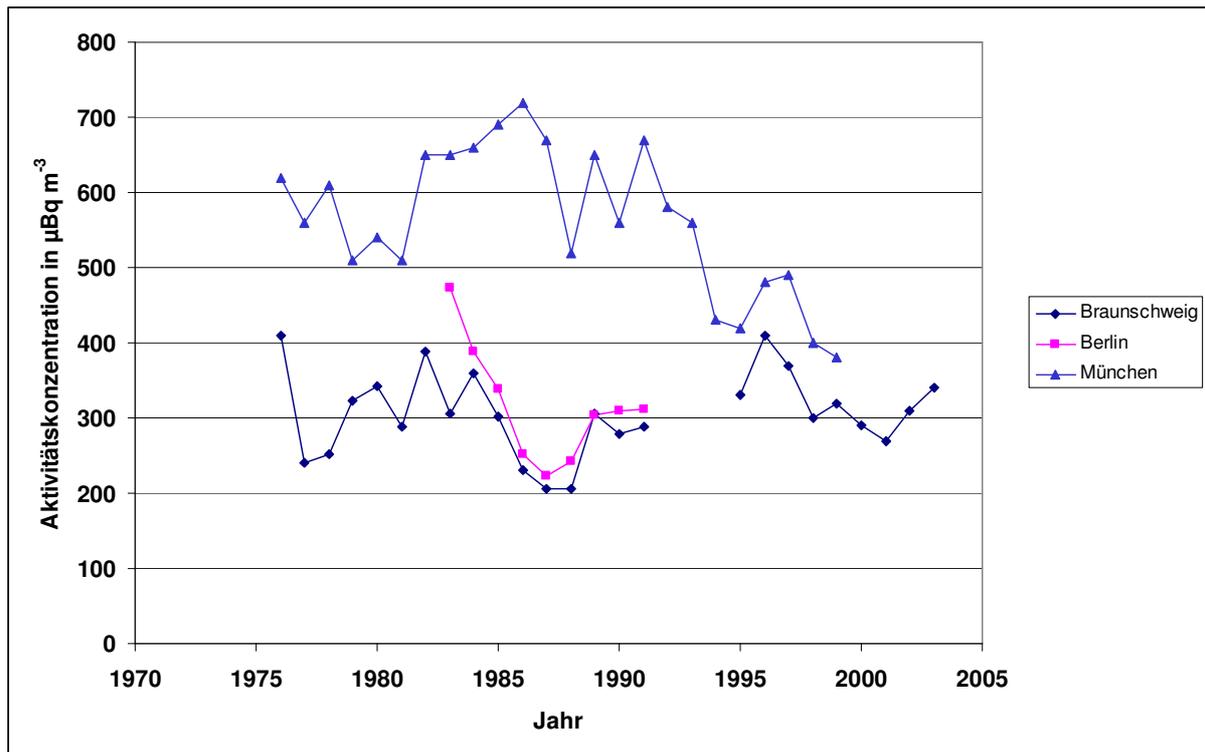
Für den Fall, dass die radiologischen Auswirkungen bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen in Gebieten Deutschlands mit nicht erhöhtem natürlichen Gammastrahlungspegel erfolgen, sind ortsspezifische Werte der Umgebungsäquivalentdosisleistung der natürlichen Gammastrahlung zugrunde zu legen. Andernfalls kann durch die Verwendung des Untergrundwertes von 120 nSv h<sup>-1</sup> eine Unterschätzung des bergbaulichen Einflusses nicht ausgeschlossen werden. Das trifft insbesondere auf das Gebiet der Norddeutschen Tiefebene mit seinen quartären Ablagerungen zu, über die nur Werte der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung der terrestrischen Strahlung von 30 nSv h<sup>-1</sup> beobachtet wurden [KEM96].

## **5.2 Natürliche Untergrund-Aktivitätskonzentration für ein an Staub gebundenes Radionuklid**

Die in Tabelle V.2 der BglBb empfohlenen allgemeinen Werte der natürlichen Untergrund-Aktivitätskonzentration für an Staub gebundene Radionuklide wurden aus den in Tabelle V.4

angegebenen Werten der spezifischen Aktivität in der oberen Bodenschicht berechnet. Dabei wurden ein Aufkonzentrierungsfaktor von 4 sowie eine Staubkonzentration von  $0,05 \text{ mg m}^{-3}$  zugrunde gelegt. Die auf diese Weise berechneten Untergrundwerte sollen somit den lokal aufgewirbelten Bodenpartikel entsprechen, die den Hauptbeitrag zur Strahlenexposition durch Inhalation von Staub leisten (s. Abschnitt 4.2). Bis auf Pb-210 und Po-210 sind die berechneten Untergrundwerte in Tabelle V.2 der BglBb höher als die in Deutschland über einen Zeitraum von mehreren Jahren von der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) in Berlin und Braunschweig und der ehemaligen Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH (GSF) in München gemessenen Aktivitätskonzentrationen in der bodennahen Luft. Typische Werte für U-238, U-234 und Ra-226 werden hier in einem Bereich von 1 bis  $2 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$ , für Th-232 und Th-230 zwischen 0,5 und  $2 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$  beobachtet [KOL89, HOE87]. Diese Aktivitätskonzentrationen in der bodennahen Luft werden zwar auch durch Resuspension mit verursacht, aber aufgrund geringerer spezifischer Aktivitäten der Bodenpartikel sowie durch den Einfluss industrieller Ableitungen wie z.B. Flugasche sind diese Werte weniger repräsentativ für die lokale Resuspension in einer Bergbauregion als die o.g. berechneten Werte.

Für die Nuklide Pb-210 und Po-210 wurden zusätzlich die durch den radioaktiven Zerfall des in der Luft enthaltenen Rn-222 nachgebildeten Beiträge berücksichtigt. Die entsprechenden Aktivitätskonzentrationen von  $300 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$  für Pb-210 und  $30 \text{ } \mu\text{Bq m}^{-3}$  für Po-210 wurden aus Langzeitmessungen in Berlin, Braunschweig und München abgeleitet [HOE83], [KOL90], [WER99], [WER05]. Abbildung 5-1 zeigt die gemittelten Jahreswerte der in Berlin, Braunschweig und München gemessenen Pb-210-Aktivitätskonzentrationen:



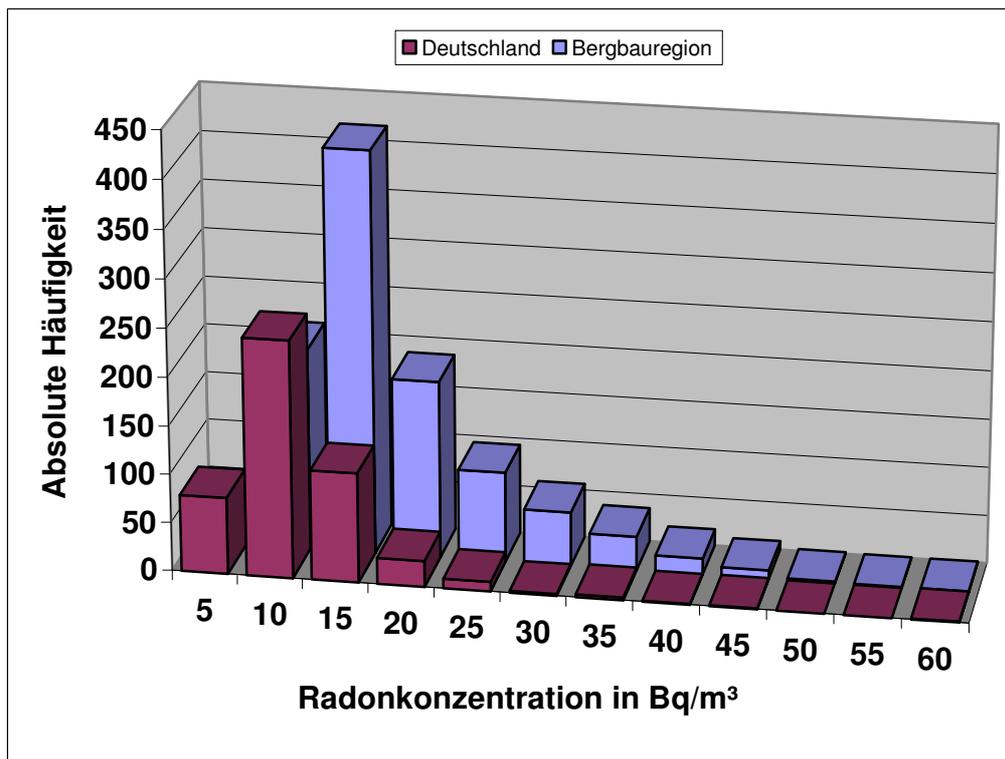
**Abbildung 5-1: Jahresmittelwerte der Pb-210 Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft an den PTB-Stationen in Braunschweig und Berlin sowie an der GSF-Station in München**

Die unterschiedlichen Aktivitätskonzentrationen zwischen Berlin/Braunschweig und München sind auf unterschiedliche Luftmassen zurückzuführen, die offensichtlich in Berlin und Braunschweig durch maritime Luftströmungen mit niedrigen Pb-210-Konzentrationen mehr beeinflusst werden als in München. Für den allgemeinen Untergrundwert der BglBb von  $300 \mu\text{Bq m}^{-3}$  wurden sicherheitshalber die in Berlin und Braunschweig gemessenen geringeren Pb-210 Aktivitätskonzentrationen zugrunde gelegt.

Das Nuklid Po-210 steht nicht mit Pb-210 im radioaktiven Gleichgewicht, da die Halbwertszeit des Po-210 deutlich länger als die mittlere Aufenthaltszeit in der bodennahen Atmosphäre ist. Demzufolge kann die Po-210 Aktivität nicht den Wert der Pb-210-Aktivität erreichen. Der Wert von  $30 \mu\text{Bq m}^{-3}$  für Po-210 wurde aus mehrjährigen Messungen der GSF in München abgeleitet [HOE83]. Die hier beobachteten Jahresmittel der Aktivitätskonzentration liegen in einem Bereich zwischen 26 und  $48 \mu\text{Bq m}^{-3}$  (arithmetischer Mittelwert  $32 \mu\text{Bq m}^{-3}$ ). Auf der Basis dieser Messungen wurde ein mittleres Verhältnis der beiden langlebigen Rn-222-Töchter Po-210 zu Pb-210 von etwa 0,08 ermittelt [HOE96] und ist damit kompatibel zu dem mittleren Verhältnis von 0,1, das sich aus den abgeleiteten Aktivitätskonzentrationen  $30 \mu\text{Bq m}^{-3}$  für Po-210 und  $300 \mu\text{Bq m}^{-3}$  für Pb-210 ergibt.

### **5.3 Rn-222-Konzentration bzw. potentielle Alpha-Energie-Konzentration der kurzlebigen Rn-222-Zerfallsprodukte des natürlichen Untergrundes in der Freiluft**

Wie schon im Abschnitt 3.5.5 beschrieben, wurde der Untergrundwert von  $10 \text{ Bq m}^{-3}$  aus den vom BfS 2003 bis 2006 durchgeführten deutschlandweiten Messungen der Rn-222-Konzentration im Freien abgeleitet [KUE10] und stellt einen deutschlandweiten Mittelwert ohne die in unmittelbarer Küstennahe gemessenen sehr niedrigen Rn-222-Konzentrationen dar. Die vom BfS erhobenen Daten basieren auf Messungen mit Kernspurdetektoren in 1,5 m Höhe an 173 Messpunkten, die rasterartig mit einer Maschenbreite von ca. 50 km über Deutschland verteilt waren. Im Ergebnis dieser Messungen zeigte sich grob ein Süd-Nord-Gefälle mit niedrigen Konzentrationen von 3 bis  $4 \text{ Bq m}^{-3}$  in Küstennähe und bis zu  $42 \text{ Bq m}^{-3}$  in Süddeutschland. Während die im nördlichen Teil Deutschlands beobachteten Rn-222-Konzentrationen auf den Einfluss maritimer Luftmassen mit bis zu zwei Größenordnungen geringeren Konzentrationswerten zurückzuführen sind, resultieren die höheren Rn-222-Konzentrationen sowohl auf den größeren Einfluss kontinentaler Luftmassen als auch auf höhere spezifische Ra-226-Aktivitäten in Böden und Gesteinen. Dieser Sachverhalt konnte in ebenfalls vom BfS durchgeführten mehrjährigen Untersuchungsprogrammen in den 1990er und 2000er Jahren in den Bergbauregionen Sachsens, Sachsen-Anhalts und Thüringen bestätigt werden [DU09]. Die hier bestimmten Mittelwerte der Rn-222-Konzentration des natürlichen Untergrundes liegen dabei alle zum Teil deutlich über den o.g. allgemeinen Untergrundwert von  $10 \text{ Bq m}^{-3}$ . In der Abbildung 5-2 sind die Häufigkeitsverteilungen der deutschlandweiten Messungen und der Messungen in den o.g. ostdeutschen Bergbauregionen dargestellt.



**Abbildung 5-2: Häufigkeitsverteilungen der vom BfS gemessenen Rn-222-Konzentrationen des natürlichen Untergrundes im Freien für das Gesamtgebiet der BR Deutschland und in den Bergbauregionen Sachsens, Sachsen-Anhalts und Thüringens.**

Die Messwerte beider Untersuchungsprogramme sind lognormalverteilt mit unterschiedlichen Kennzahlen: Aus den deutschlandweiten Messungen resultieren ein Mittelwert von  $9,3 \text{ Bq m}^{-3}$  und eine Standardabweichung von  $4,5 \text{ Bq m}^{-3}$ . Für die ostdeutschen Bergbauregionen wurde dagegen ein Mittelwert von  $16 \text{ Bq m}^{-3}$  bei einer Standardabweichung von  $7,5 \text{ Bq m}^{-3}$  bestimmt<sup>20</sup>. Auch die höheren maximalen Untergrundwerte wurden mit  $55 \text{ Bq m}^{-3}$  in den ostdeutschen Bergbauregionen beobachtet (gegenüber  $42 \text{ Bq m}^{-3}$  für Gesamtdeutschland).

Standortspezifische Messungen der Rn-222-Konzentration im Freien zur radiologischen Bewertung bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen werden also in der Regel höhere Konzentrationswerte als der allgemeine Untergrundwert von  $10 \text{ Bq m}^{-3}$  der BglBb ergeben. Bei standortspezifischen Messungen ist zu beachten, dass sie in den bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen nächst gelegenen Wohngebieten durchzuführen sind und aufgrund tägli-

<sup>20</sup> Die Berechnung von Mittelwert und Standardabweichung beruht auf der Annahme lognormalverteilter Konzentrationswerte.

cher und saisonaler Schwankungen des Rn-222-Pegels über einen Zeitraum von mindestens zwei Jahren erfolgen sollten [DU09].

Der Wert für die potentielle Alpha-Energie-Konzentration (PAEC) wurde unter Verwendung eines Gleichgewichtsfaktors von 0,4 aus der Rn-222-Konzentration von  $10 \text{ Bq m}^{-3}$  berechnet. International wird üblicherweise für die Ermittlung der mittleren PAEC des natürlichen Untergrundes im Freien ein Gleichgewichtsfaktor von 0,6 verwendet [UN00]. Auch die für Deutschland beobachteten Werte langjährig gemittelter Gleichgewichtsfaktoren liegen in diesem Bereich [WIN98a], [KUE10]. Da allerdings diese Werte auch stark streuen können, wurde bei der o.g. Umrechnung konservativ ein niedrigerer Wert von 0,4 zugrunde gelegt. Allgemein erfolgt die Umrechnung einer Rn-222-Konzentration und gegebenen Gleichgewichtsfaktor in eine PEAC nach:

$$\text{PAEC} \left[ \text{J m}^{-3} \right] = 5,56 \cdot 10^{-9} \cdot F \cdot C_{\text{Rn-222}} \left[ \text{Bq m}^{-3} \right] \quad (5.3-1)$$

Hierin bedeuten

PAEC	Potentielle Alpha-Energie-Konzentration in $\text{J m}^{-3}$
F	Gleichgewichtsfaktor
$C_{\text{Rn-222}}$	Rn-222-Konzentration in $\text{Bq m}^{-3}$

#### **5.4 Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität bzw. –Aktivitätskonzentration im Lebensmittel**

Als Grundlage für die in Tabelle V.4 der BglBb angegebenen spezifischen Untergrund-Aktivität (außer Trinkwasser) dienen die Messergebnisse eines bundesweiten Untersuchungsprogramms, das vom BfS im Zeitraum von 2000 – 2004 durchgeführt wurde [WIC04], [BFS10a]. Es wurden insgesamt ca. 250 Proben (Restaschen aus dem IMIS-Messprogramm<sup>21</sup> aus 12 Bundesländern) analysiert. Für die Nuklide U-238, U-234, Th-230, Ra-226, Pb-210 konnten in allen Lebensmittelgruppen (außer Th-230 im Fleisch) aus den Messwerten Medianwerte der spezifischen Aktivität bestimmt werden. Wenn für die anderen Nuklide keine Messwerte vorlagen, wurden für die spezifischen Untergrund-Aktivitäten  $C_r^U$  des Nuklids r folgende Annahmen getroffen:

---

<sup>21</sup> Integriertes Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität, s. [http://www.bfs.de/de/ion/imis/imis\\_uebersicht.html](http://www.bfs.de/de/ion/imis/imis_uebersicht.html)

- $C_{U-235}^U$  : Annahme des natürlichen Aktivitätsverhältnisses:  $C_{U-235}^U = 0,05 \cdot C_{U-238}^U$ .
- $C_{Th-232}^U$  : Aufgrund von Hinweisen aus wenigen signifikanten Messwerten sowie gleicher Transferfaktoren wurde  $C_{Th-232}^U = C_{Th-230}^U$  gesetzt.
- $C_{Ra-228}^U$  : Messungen weisen zwar auf höhere spezifische Aktivitäten für Ra-228 gegenüber Ra-226 hin. Da aber nur wenige signifikante Messwerte für Ra-228 vorlagen, wurde konservativ  $C_{Ra-228}^U = C_{Ra-226}^U$  gesetzt.
- $C_{Pa-231}^U, C_{Ac-227}^U$  : Aufgrund einer unzureichenden Datenbasis wurden für pflanzliche Lebensmittel wegen gleicher Transferfaktoren für den Übergang vom Boden zur Pflanze und unter der Annahme eines radioaktiven Gleichgewichtes im Boden  $C_{Pa-231}^U = C_{Ac-227}^U = C_{U-235}^U$  gesetzt. Bei tierischen Lebensmitteln wurden die spezifischen Aktivitäten entsprechend der Verhältnisse der Transferfaktoren für Milch und Fleisch ( $TF_{Mi\ bzw.\ Fi, Pa} / TF_{Mi\ bzw.\ Fi, U}$  sowie  $TF_{Mi\ bzw.\ Fi, Ac} / TF_{Mi\ bzw.\ Fi, U}$ ) aus den spezifischen Aktivitäten für U-235 berechnet.
- $C_{Po-210}^U$  : Aufgrund einer unzureichenden Datenbasis wurden für pflanzliche Lebensmittel und für Milch radioaktives Gleichgewicht mit Pb-210 angenommen:  $C_{Po-210}^U = C_{Pb-210}^U$ . Für Fisch wurde wegen des fünfmal höheren Anreicherungsfaktors für Po-210 gegenüber Pb-210  $C_{Po-210}^U = 5 \cdot C_{Pb-210}^U$  gesetzt. Der Wert für Fleisch wurde durch Messungen im schlachtfrischen Fleisch ermittelt.
- $C_{Th-228}^U$  : Messungen weisen zwar auf höhere spezifische Aktivitäten für Th-228 gegenüber Th-232 hin (offenbar durch bessere Aufnahme des Mutternuklids Ra-228 und der Nachbildung von Th-228). Da aber nur wenige signifikante Messwerte für Th-228 vorlagen, wurde konservativ  $C_{Th-228}^U = C_{Th-232}^U$  gesetzt.

Die natürlichen Untergrund-Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser wurden aus Untersuchungen des BfS abgeleitet [BEY09]. Für die Nuklide U-238, Th-230, Ra-226, Pb-210, Po-210, Th-232, Ra-228 und Th-228 konnten die Medianwerte aus den Messwerten bestimmt werden. Die spezifische Aktivitätskonzentration für U-234 wurde aus dem Verhältnis der Medianwerte  $U-234/U-238 = 1,65$  abgeleitet, da die Bestimmung von U-234 nur bei U-238-Aktivitätskonzentrationen  $> 10$  mBq/l erfolgten. Für die drei Nuklide der U-235-Reihe wurde jeweils  $1/20$  der spezifischen Aktivitätskonzentration des U-238 angenommen.

## 5.5 Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität in der oberen Bodenschicht sowie in der Staub- und Feinkornfraktion des Bodens

Die spezifische natürliche Untergrund-Aktivität des Radionuklids Ra-226 von  $50 \text{ Bq kg}^{-1}$  wurde aus Untersuchungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover (BGR) in den frühen 1990er Jahren abgeleitet [BAR95]. Er gilt als gerundeter Mittelwert für Sachsen, kann aber - wie Messungen der Photonenäquivalentdosisleistung in den östlichen Bundesländern [WIL97] gezeigt haben - auch auf Thüringen und Sachsen-Anhalt übertragen werden. Für alle anderen Radionuklide der U-238- und U-235-Reihe wurden die spezifischen Untergrund-Aktivitäten aus dem Wert für Ra-226 berechnet. Dabei wurde angenommen, dass sich beide Zerfallsreihen im radioaktiven Gleichgewicht befinden und zwischen U-238 und U-235 das natürliche Aktivitätsverhältnis vorliegt.

Die spezifische natürliche Untergrund-Aktivität des Radionuklids Th-232 von  $40 \text{ Bq kg}^{-1}$  wurde ebenfalls [BAR95] entnommen, gilt als gerundeter Mittelwert für Thüringen und Sachsen und kann auch für Sachsen-Anhalt angewendet werden. Für die anderen Radionuklide der Th-232-Reihe wurden die spezifischen Untergrund-Aktivitäten aus dem Wert für Th-232 unter Annahme des radioaktiven Gleichgewichtes berechnet.

Wie in Abschnitt 5.1 bereits erwähnt, können diese Werte auch auf Regionen erhöhter natürlicher Radioaktivität in den alten Bundesländern übertragen werden. So werden in [KEM96] für Deutschland eine mittlere spezifische Th-232-Aktivität in Böden von  $42 \text{ Bq kg}^{-1}$  und für U-238 von  $40 \text{ Bq kg}^{-1}$  genannt. Auch die vom BfS durchgeführten Untersuchungen in den alten Bundesländern [WIL03] sind mit den spezifischen Aktivitäten für U-238 und Th-232 der BglBb kompatibel, wie die Messergebnisse in vier Regierungsbezirken Bayerns zeigen (Tabelle 5-1):

**Tabelle 5-1: Ergebnisse von Messungen der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität durch das BfS in vier Regierungsbezirken Bayerns [WIL03]**

Messgröße	Bereich der Mittelwerte
Spezifische Aktivität U-238 in $\text{Bq kg}^{-1}$	27 - 62
Spezifische Aktivität Th-232 in $\text{Bq kg}^{-1}$	37 - 70
Spezifische Aktivität K-40 in $\text{Bq kg}^{-1}$	360 - 790

Die spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivitäten der Feinkorn- und Staubfraktion des Bodens wurden für alle Radionuklide aus den spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivitäten der oberen (ungesiebten) Bodenschicht unter Verwendung der Aufkonzentrierungsfaktoren  $AF_{0,02,r} = 4$  und  $AF_{0,5,r} = 2$  berechnet.

## **5.6 Allgemeine Werte der natürlichen Untergrund-Aktivitätskonzentration im Oberflächen-, Beregnungs- und Viehtränkewasser**

Da repräsentative Messdaten für Oberflächenwässer nicht vorlagen, wurden die Trinkwasserwerte aus Tabelle IV.4 der BglBb verwendet. Diese Vorgehensweise ist konservativ, da im Trinkwasser im Mittel kleinere Aktivitätskonzentrationen gemessen werden als in Oberflächen- und Grundwässern, die zur Beregnung oder Viehtränke verwendet werden.

## **5.7 Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität im Weidegras**

Für die allgemeinen Werte der spezifischen natürlichen Untergrund - Aktivität in Weidegras wurden die in Tabelle IV.4 der BglBb genannten Werte für Blattgemüse verwendet. Diese Vorgehensweise ist konservativ, da für Weidegras als mehrjährige Pflanze im Mittel höhere spezifische Aktivitäten zu erwarten sind als für Blattgemüse.

## **5.8 Allgemeine Werte der natürlichen Untergrund-Bodenkontaminationsrate durch trockene Staubablagerung**

Die Werte ergeben sich durch Multiplikation der natürlichen Untergrund-Aktivitätskonzentration nach Tabelle IV.2 der BglBb mit der Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_g = 1 \cdot 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$ . Aufgrund der Nachbildung der langlebigen Rn-222-Zerfallsprodukte Pb-210 und Po-210 in der Atmosphäre resultieren dementsprechend auch höhere Bodenkontaminationsraten als für die anderen Nuklide der U-238-Reihe. Langzeitmessungen der Bodenkontaminationsrate in Deutschland liegen für diese beiden Nuklide nur für Pb-210 vor [WIN00]. Die hier in einem Zeitraum von 1981 bis 1998 in München gemessenen Pb-210-Bodenkontaminationsraten liegen in einem Bereich von 120 bis 250  $\text{Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  bei einem Mittelwert von 180  $\text{Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Der Mittelwert entspricht einer Rate von  $5,7 \cdot 10^{-6} \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  und ist damit kompatibel mit der natürlichen Untergrund-Bodenkontaminationsrate für Pb-210 der BglBb von  $3 \cdot 10^{-6} \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , zumal die in München gemessenen Raten die trockene und feuchte Ablagerung beinhalten.

## **6 Vereinfachtes Verfahren zur Prüfung des Ausschlusskriteriums**

### **6.1 Allgemeine Betrachtungen**

In der ersten Fassung der Berechnungsgrundlagen Bergbau vom 30.06.1999 (ohne Teil Radon) wurde vermerkt, dass die Berechnungsgrundlagen keine Modelle enthalten, „die den Transport radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser und deren Ablagerung in der Umgebung der Expositionsquelle beschreiben.“ Die damalige Ausklammerung von Modellen der Radionuklidausbreitung in Luft und in Wasser beruhte zum Einen auf dem Umstand, dass mit den BglBb (im Gegensatz zur AVV) eine Expositionsabschätzung auch ohne Ausbreitungsrechnungen erfolgen kann. So sind für die terrestrischen „Fernwirkungspfade“ nur „Reichweiten“ bis höchstens 100 m (für den Staubpfad“) bzw. 20 m (für die äußere Gammastrahlung) zu berücksichtigen, so dass für diese Abstände zur Expositionsquelle einfache Annahmen wie konstante Staubkonzentration oder Umgebungsäquivalentdosisleistung möglich waren. Auf der anderen Seite wurde auf Modelle verzichtet, da eine rechnerische Bestimmung des Quellterms als zu ungenau angesehen wurde (Resuspension für Staubpfad) und für den Wasserpfad eine generische Modellierung der Freisetzung und des Transports im Grundwasser nur mit einer hohen Konservativität erkaufte werden kann. Für eine detaillierte Modellierung des Radionuklidtransportes in Luft und Wasser wird auf die entsprechenden Leitfäden des BfS verwiesen.

Während die Kontamination von Trinkwasser bei Vorliegen eines nutzbaren Vorkommens immer zu berücksichtigen ist, wurde für den „Radonpfad“ ein Ausschlusskriterium bestimmt, das besagt, dass nur Rn-222-Konzentrationen in der Atemluft oberhalb von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  radiologisch relevant sind. Bei atmosphärischen Freisetzungen aus bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen entspricht das einem Abstandskriterium. Zur Prüfung des Ausschlusskriteriums für den „Radonpfad“ wurden im Auftrag des BMU von der Fa. Brenk Systemplanung einfache Freisetzungs- und Ausbreitungsmodelle entwickelt, die eine schnelle Bewertung der Radonsituation an einem Standort ermöglichen. Im Abschnitt 8.3 werden Angaben zur Herleitung des vereinfachten Verfahrens gemacht.

In einer Bergbauregion zählen Halden und Abwetterschächte zu den bedeutendsten atmosphärischen Radonquellen. Während Abwetterschächte sich oftmals in unbesiedelten Gebieten befinden und Ableitungen aus diesen erhöhten Punktquellen in der Regel so stark verdünnt werden, dass nennenswerte Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung nicht zu besorgen sind, können dagegen atmosphärische Rn-222-Freisetzungen aus Halden nicht mehr zu vernachlässigende Strahlenexpositionen verursachen. Das hängt mit deren oftmaligen Nähe zu Siedlungsgebieten, erhöhter Ra-226-Gehalte im Material und Rn-222-

Freisetzungen in Bodennähe zusammen. Für ein besseres Verständnis der Rn-222-Freisetzung aus Halden werden dazu im Abschnitt 8.4 einige Hinweise gegeben.

Aufgrund der konservativen Herangehensweise bei der Ableitung des vereinfachten Verfahrens ist eine Überschreitung des Ausschlusskriteriums nicht gleichbedeutend mit einer tatsächlichen Rn-222-Konzentration  $> 5 \text{ Bq m}^{-3}$ . Vielmehr können auf diese Weise nur Gebiete ausgeschlossen werden, für die Rn-222-Konzentrationen über  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  nicht zu besorgen sind. Die Konservativität des vereinfachten Verfahrens begründet sich u.a. auf die Festlegung der ungünstigsten Position des Aufpunktes in der Umgebung einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung im Lee der Hauptwindrichtung (s. Abschnitt 8.3.1).

## 6.2 Zum Prüfverfahren für Quellhäufungen

Die mittlere Rn-222-Konzentration *in der Umgebung einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i* ist für den Expositionsort s nach BglBb, Gl (A1.1a) wie folgt zu berechnen:

$$C_{\text{Rn},s} = 377 \cdot \sum_{i=1}^n Q_i \cdot \left( \frac{a_i}{r_{i,s}} \right)^{1,58} \quad (6.2-1)$$

Hierin bedeuten:

$C_{\text{Rn},s}$	Mittlere Rn-222-Konzentration am Expositionsort s in $\text{Bq m}^{-3}$
$Q_i$	Mittlere Rn-222-Emissionsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in $\text{kBq s}^{-1}$
$r_{i,s}$	Abstand des Expositionsortes s vom nächstgelegenen Rand der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i ( $r_{i,s} \geq 20 \text{ m}$ ) in m
$a_i$	Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der meteorologischen und topographischen Standortbedingungen der bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen i und der Abweichung von der Punktquellengeometrie, dimensionslos

Befindet sich der Expositionsort s *auf der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i*, ist die mittlere Rn-222-Konzentration nach BglBb, Gleichungen (A1.1b) und (A1.1c) wie folgt zu berechnen:

Für ebenes Gelände:

$$C_{Rn,s,i} = 11 \cdot (J_i - J^U) \cdot \ln(1 + 1,7 \cdot F_i) + 377 \cdot \sum_{\substack{i'=1 \\ i' \neq i}}^n Q_{i'} \cdot \left( \frac{a_{i'}}{r_{i',s}} \right)^{1,58} \quad (6.2-2)$$

Für gebirgiges Gelände:

$$C_{Rn,s,i} = 377 \cdot \left\{ Q_i \cdot \left( \frac{a_i}{20} \right)^{1,58} + \sum_{\substack{i'=1 \\ i' \neq i}}^n Q_{i'} \cdot \left( \frac{a_{i'}}{r_{i',s}} \right)^{1,58} \right\} \quad (6.2-3)$$

Außer den bereits erklärten Symbolen bedeuten hier:

$J_i$  Mittlere Rn-222-Exhalationsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i  
in  $Bq \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$

$J^U$  Rn-222-Exhalationsrate des natürlichen Untergrundes am Standort in  
 $Bq \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$

$F_i$  Fläche der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in ha

Für den Fall, dass der Expositionsort s *auf* einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i liegt, sind die Rn-222-Freisetzen der Anlage oder Einrichtung i selbst (erster Summand in (6.2-2) und (6.2-3)) sowie der umgebenden Anlagen oder Einrichtungen i' (zweiter Summand in (6.2-2) und (6.2-3)) zu berücksichtigen.

Zur Herleitung der in den Gleichungen (6.2-1) bis (6.2-3) verwendeten Algorithmen für die atmosphärische Ausbreitung wird auf die Abschnitte 8.3.1 und 8.3.2 verwiesen.

### 6.2.1 Mittlere Rn-222-Emissionsrate

In Gleichung (6.2-1) charakterisiert die Rn-222- Emissionsrate  $Q_i$  die über ein Jahr und über die gesamte Exhalationsfläche gemittelte Rn-222-Freisetzung. Da in Aufschüttungen (Hal-den) Bodenluftströmungen zeitlich und räumlich variierende Exhalationsraten verursachen (Abschnitt 8.4), ist dieser Sachverhalt insbesondere bei der Bestimmung von  $Q_i$  aus Mes-sungen der Rn-222-Exhalationsrate zu berücksichtigen.

Nach Gleichung (A1.2) der BglBb kann die Rn-222-Emissionsrate  $Q_i$  aus der Rn-222-Exhalationsrate wie folgt abgeschätzt werden:

$$Q_i = 10 \cdot (J_i - J^U) \cdot F_i \quad (6.2-4)$$

Der Faktor 10 ergibt sich aus der Umrechnung der Fläche in  $\text{m}^2$  und der Emissionsrate in  $\text{kBq s}^{-1}$ . Die Rn-222-Exhalationsrate stellt auch hier eine über ein Jahr und die gesamte Flä- che gemittelte Größe dar. Handelt es sich um eine Halde, kann nach BglBb, Gleichung

(A1.3) die mittlere Rn-222-Exhalationsrate aus der spezifischen Ra-226-Aktivität des Haldenmaterials abgeschätzt werden:

$$J_i = (C_{Ra,i} - C_{Ra}^U) \cdot b_i \quad (6.2-5)$$

Hierin bedeuten:

- $C_{Ra,i}$  Mittlere spezifische Ra-226-Aktivität des Materials der Halde i in  $Bq\ g^{-1}$
- $C_{Ra}^U$  Spezifische natürliche Untergrund-Aktivität des Radionuklids Ra-226 im Boden am Standort in  $Bq\ g^{-1}$
- $b_i$  Umrechnungsfaktor zur Abschätzung der Rn-222-Exhalationsrate aus der spezifischen Ra-226-Aktivität des Materials der Halde i für verschieden Haldentypen und -mächtigkeiten (H) in  $(Bq\ m^{-2}\ s^{-1})/(Bq\ g^{-1})$

Der Umrechnungsfaktor  $b_i$  ist für verschiedenen Haldentypen und -mächtigkeiten in den BglBb aufgelistet. Die Ableitung der Werte erfolgte für Halden mit überwiegend diffusiver Rn-222-Freisetzung auf der Grundlage bekannter Diffusionsmodelle [z.B. IAE92]. Um zu große Konservativitäten zu vermeiden, wurde eine Reduzierung der Rn-222-Exhalationsrate durch eine tanh-Funktion für geringe Haldenmächtigkeiten H unterhalb von 2 m angenähert. Der Umrechnungsfaktor  $b_i$  für Halden mit überwiegend konvektiver Rn-222-Freisetzung basiert auf Messungen der Rn-222-Exhalationsrate auf Halden im sächsischen Bergbaugesamt Aue/Schlema, deren Haldenmaterial einen hohen Kies-Stein-Anteil aufweisen.

In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass mit dem Umrechnungsfaktor  $b_i$  eine zeitlich und über die Haldenfläche gemittelte Rn-222-Exhalationsrate abgeschätzt wird. Halden mit überwiegend konvektiver Bodenluftströmung zeigen dagegen ein mehr oder weniger ausgeprägtes zeitlich und räumlich abhängiges Freisetzungverhalten. Dabei können die konvektiv bedingten Rn-222-Exhalationsraten insbesondere bei großen Halden auf Teilflächen so hohe Werte annehmen, dass im unmittelbaren Haldenumfeld Rn-222-Konzentrationen resultieren, die mit dem vereinfachten (generischen) Verfahren wegen der o.g. Mittelung der Exhalationsrate und der kleinräumigen standortspezifischen Topographie nicht reproduziert werden können. Dies haben experimentelle Untersuchungen in den letzten Jahren bestätigt. Es wird daher empfohlen, für große Halden<sup>22</sup> mit angrenzender Wohnbebauung den „Radonpfad“ immer in eine Expositionsabschätzung mit einzubeziehen.

---

<sup>22</sup> Halden mit einer Ablagerungsmächtigkeit oder Böschungslänge  $\geq 10\ m$

Weiterhin bieten die BglBb auch die Möglichkeit, eine maximale (durch Konvektion bedingte) Rn-222-Exhalationsrate  $J_i^{\max}$  abzuschätzen, auf deren Basis eine standortspezifische Ausbreitungsrechnung durchgeführt werden kann:

$$J_i^{\max} = C_{\text{Ra},i} \cdot E_i \cdot \rho_i \cdot L_i \cdot \lambda_{\text{Rn-222}} \quad (6.2-6)$$

Hierin bedeuten:

$J_i^{\max}$	Maximale Rn-222-Exhalationsrate der Halde i in $\text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
$C_{\text{Ra},i}$	Spezifische Ra-226-Aktivität des Materials der Halde i in $\text{Bq g}^{-1}$
$E_i$	Emanationskoeffizient des Materials der Halde i, dimensionslos (soweit kein haldenspezifischer Wert vorliegt, gilt näherungsweise $E = 0,2$ )
$\rho_i$	Trockendichte des Materials der Halde i in $\text{g m}^{-3}$ (soweit kein haldenspezifischer Wert vorliegt, gilt näherungsweise $\rho_i = 2 \cdot 10^6 \text{ g m}^{-3}$ )
$L_i$	Länge des konvektiven Strömungsweges in der Halde i in m (z.B. vom Haldenfuß zum Haldenplateau oder vom Haldenfuß zur Berme <sup>23</sup> ; soweit kein haldenspezifischer Wert vorliegt, kann $L_i$ näherungsweise durch die Hanglänge der Halde i beschrieben werden)
$\lambda_{\text{Rn-222}}$	Zerfallskonstante des Rn-222: $2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$

Die Gleichung (6.2-6) bzw. Gleichung (A1.5) der BglBb wurde von Schulz et al. [SCH04] aus theoretischen Betrachtungen zum Strömungsverhalten in Haldenschüttungen abgeleitet. Ausgangspunkt waren Tracergasexperimente an einer Halde des Uranbergbaus in Johanngeorgenstadt (Sachsen). Hier wurden im Winterhalbjahr starke Bodenluftströmungen von bis zu ca.  $10^{-2} \text{ m s}^{-1}$  in Richtung Haldenplateau nachgewiesen. Da in den Wintermonaten die Außenlufttemperaturen längere Zeit unterhalb der Haldentemperaturen liegen, ergeben sich in diesem Zeitraum nur Luftströmungen in einer Richtung (Haldenplateau). Bei hohen Gasdurchlässigkeiten des Haldenmaterials kann es dann zu "Durchspülungen" der Halde mit der Außenluft kommen. Diese Beobachtungen wurden zum Anlass genommen, die Modellierung der konvektiven Radontransportprozesse in Halden zu überarbeiten, da eine Randbedingung bei der Lösung der Transportgleichung bisher das Einströmen radonhaltiger Bodenluft in die Halde war. Wird dagegen das Einströmen radonarmer Außenluft als Randbedingung festgelegt, erhält man für große Konvektionsgeschwindigkeiten einen Maximalwert der Exhalati-

---

<sup>23</sup> Horizontale Trennebene von geringer Breite in einem Böschungssystem

onsrate, der von der Konvektionsgeschwindigkeit unabhängig ist. Die maximale Rn-222-Exhalationsrate hängt also nicht mehr von der Druckdifferenz zwischen Haldeninnern und der Außenluft ab, sondern wird nur noch von der im Porenraum produzierten Rn-222-Menge und der Länge des Strömungsweges bestimmt. Damit wird zum Ausdruck gebracht, dass nur soviel Rn-222 freigesetzt werden kann wie im Haldenkörper produziert wird. Da die nach Gleichung (6.2-6) berechneten maximalen Rn-222-Exhalationsraten nur räumlich und zeitlich begrenzt auftreten, sind die darauf basierenden Abschätzungen einer jährlichen Exposition nur bei Kenntnis des haldenspezifischen Freisetzungsverhaltens (z.B. Lage und Größe der Austrittsflächen, Zeitabhängigkeit der Rn-222-Freisetzung) zulässig.

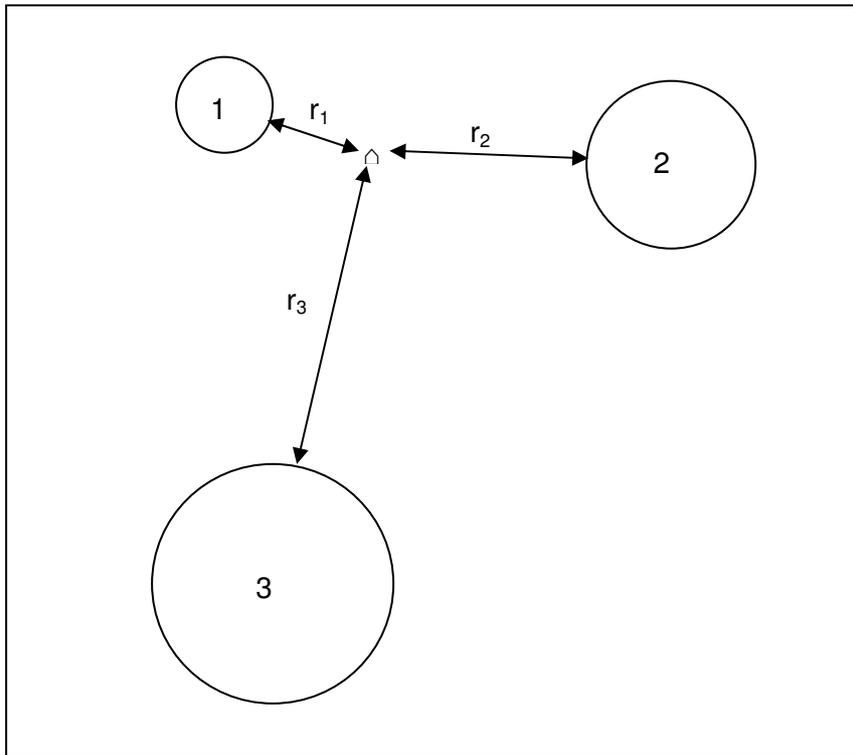
### 6.2.2 Korrekturfaktor

Angaben zur Ableitung des Korrekturfaktors  $a_i$  werden in Abschnitt 8.3.1 gemacht. Der Korrekturfaktor  $a_i$  basiert auf einer Mittelung der meteorologischen Verhältnisse (Windgeschwindigkeit, Ausbreitungsklasse und Windrichtung) für die Wetterstation des DWD in Geraleumnitz in Thüringen. Eine Übertragung des Anwendungsbereiches der Gleichung (6.2-1) bzw. Gleichung (A1.1a) der BglBb von den ostdeutschen Bergbauregionen auf die gesamte Fläche Deutschlands wird als zulässig angesehen, da in den meisten Regionen von ähnlichen oder günstigeren atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen ausgegangen werden kann (z.B. höhere mittlere Windgeschwindigkeiten im Flachland).

### 6.2.3 Beispielrechnung

Anhand eines schematischen Beispiels soll die Anwendung der Gleichung (6.2-1) veranschaulicht werden:

Gegeben seien hier drei unterschiedlich große Halden eines Standortes, für den die radiologische Relevanz des „Radonpfades“ zu prüfen ist (Abbildung 6-1).



**Abbildung 6-1: Schematisches Beispiel mit drei Halden zur Veranschaulichung des vereinfachten Verfahrens zur Prüfung des Ausschlusskriteriums ( $r_1$ ,  $r_2$  und  $r_3$  bezeichnen den kürzesten Abstand vom Haldenrand zum Aufpunkt  $\triangle$ ).**

Die entsprechenden Parameter sind in Tabelle 6-1 zusammengefasst und stellen bis auf die Annahme einer kreisrunden Aufstandsfläche plausible Werte dar. Die von jeder einzelnen Halde verursachte Rn-222-Konzentration am Aufpunkt wurde nach Gleichung (A1.1a) der BglBb für ebenes Gelände berechnet (letzte Zeile in Tabelle 6-1).

**Tabelle 6-1: Für die Beispielrechnung verwendete Parameter sowie die daraus berechneten Werte für die Quellstärke und der von jeder einzelnen Halde verursachten Rn-222-Konzentration am Aufpunkt.**

	Halden-Nr.		
	1	2	3
Haldenfläche [ha]	2	5	10
Haldendurchmesser [m]	160	252	356
Rn-222-Exhalationsrate [ $\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ]	1	1	1
Rn-222-Quellstärke [ $\text{kBq s}^{-1}$ ]	20	50	100
Abstand $r$ zum Aufpunkt [m]	150	300	500
Rn-222-Konzentration am Aufpunkt [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]	1,9	2,1	2,0

Obwohl jede einzelne Halde nur eine Rn-222-Konzentration von weniger als  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  am Aufpunkt verursacht, überlagern sich die einzelnen Rn-222-Konzentrationen zu einem Wert von  $6 \text{ Bq m}^{-3}$ . Da das Ausschlusskriterium von  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  überschritten wird, ist in diesem Beispiel der „Radonpfad“ in eine Expositionsabschätzung für den Standort einzubeziehen.

Es sei hier nochmal darauf hingewiesen, dass in dem generischen Ausbreitungsmodell des vereinfachten Verfahrens nicht die tatsächliche Position des zu betrachtenden Expositionsortes berücksichtigt wird (wie die Darstellung in Abbildung 6-1 suggeriert), sondern der ungünstigste Aufpunkt im Lee der Hauptwindrichtung unter Verwendung des realen Abstandes zugrunde gelegt wird (s. auch Abschnitt 8.3.1).

### 6.3 Zum Prüfverfahren für Einzelquellen

Das Verfahren zur Prüfung des Ausschlusskriteriums für Einzelquellen basiert auf das im vorigen Abschnitt 6.2 erläuterte Prüfverfahren für Quellhäufungen. Die Prüfung für eine Einzelquelle  $i$  beruht auf den Vergleich realer Abstände  $r_{i,s}$  zu den Expositionsorten  $s$  mit einem nach Gleichung (A2.1) der BgIBb zu berechnenden minimalen Abstand  $r_{i,s}^*$ . Das Ausschlusskriterium ( $< 5 \text{ Bq m}^{-3}$ ) gilt als erfüllt, wenn für alle Abstände  $r_{i,s} > r_{i,s}^*$  gilt. Der minimale Abstand ist wie folgt zu berechnen:

$$r_{i,s}^* = 15,5 \cdot a_i \cdot Q_i^{0,633} \quad (6.3-1)$$

Hierin bedeuten:

$r_{i,s}^*$	Minimaler Abstand des Expositionsortes $s$ , an dem eine bergbaubedingte Rn-222-Konzentration über $5 \text{ Bq m}^{-3}$ ausgeschlossen werden kann, vom nächstgelegenen Rand der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung $i$ , in m
$a_i$	Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der meteorologischen und topographischen Standortbedingungen der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung $i$ und der Abweichung von der Punktquellengeometrie, dimensionslos
$Q_i$	Mittlere Rn-222-Emissionsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung $i$ in $\text{kBq s}^{-1}$

Gleichung (6.3-1) wurde aus Gleichung (6.2-1) durch Umstellen nach  $r_{i,s}$  und Gleichsetzen der Rn-222-Konzentration  $C_{\text{Rn},s}$  mit  $5 \text{ Bq m}^{-3}$  abgeleitet. Damit ist nach dem vereinfachten Verfahren sichergestellt, dass bei Abständen  $r_{i,s} > r_{i,s}^*$  nur Rn-222-Konzentration  $< 5 \text{ Bq m}^{-3}$  zu erwarten sind.

Diese Vorgehensweise wurde auch auf die Fälle angewandt, in denen die Expositionsorte auf der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung liegen. Die entsprechenden Gleichungen (A2.2a) und (A2.2b) der BglBb ergeben sich durch Einsetzen von  $C_{Rn,s} \leq 5 \text{ Bq m}^{-3}$  in die Gleichungen (A3.1) und (A3.2) der BglBb.

## 7 Literatur

- [AMB03] Ambrosi, P. (Hrsg.), Einheitliche Dosis-Messgrößen durch die Umsetzung der Richtlinie 96/29/EURATOM, Physikalisch-Technische Bundesanstalt Braunschweig und Berlin, PTB-Dos-45, Braunschweig, Dezember 2003
- [AVV90] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen, Bundesanzeiger Nr. 64a vom 31. März 1990
- [AVV05] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen, Entwurf, Stand 13. Mai 2005
- [BAG95] Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und -beamten der Länder, Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg (Hrsg.), Standards zur Expositionsabschätzung, Hamburg, 1995
- [BAR95] Barthel, F., Borsdorf, K. H., Malinowski, D., Thoste, V., Die Verteilung von Radionukliden in den oberflächennahen Böden in Sachsen und Thüringen, Z. geol. Wiss. 23 (5/6), 527-545, Dezember 1995
- [BEC05] Beck, T., Ettenhuber, E., (2005). Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten. Leitfaden für die Umsetzung der Regelungen nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV
- [BEL95a] Bellach, B.-M. (Hrsg.), Nationaler Untersuchungssurvey (3. Erhebung 1990-91) der Deutschen Herz-Kreislauf-Präventionsstudie, Robert Koch-Institut. In: Die Gesundheit der Deutschen, Band 2., RKI-Heft 15/1996, Robert Koch-Institut Berlin
- [BEL95b] Bellach, B.-M. (Hrsg.), Gesundheitssurvey OST-WEST, Robert Koch-Institut. In: Die Gesundheit der Deutschen, Band 2., RKI-Heft 15/1996, Robert Koch-Institut Berlin
- [BEY09] Beyermann, M., Bünger, T., Gehrcke, K., Obrikat, D., Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SW-06/09 (Dezember 2009), <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-20100319945>
- [BFS01] Bundesamt für Strahlenschutz, Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Johannegeorgenstadt (VF 16), AS-IB-01, Berlin, Februar 2001

- [BFS07] Bundesamt für Strahlenschutz, Vergleich der Jahresdosen mit den Folgedosen bei Inkorporation natürlicher Radionuklide, interner Bericht von SW 1.2 / SG 2.3, 29.08.2007
- [BFS08] Steiner, M., Bundesamt für Strahlenschutz, SW 1.6, persönliche Mitteilung, 2008
- [BFS09] Bundesamt für Strahlenschutz, Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau), BfS-SW-07/10, Salzgitter, März 2010. urn:nbn:de:0221-20100329966
- [BFS10a] Bundesamt für Strahlenschutz, Natürliche Radionuklide in Nahrungsmitteln, Veröffentlicht auf: <http://www.bfs.de/de/ion/nahrungsmittel/nahrung.html>. (Stand 25.10.2010)
- [BFS10b] Bundesamt für Strahlenschutz, Leitfaden zur Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Veröffentlicht auf: <http://www.bfs.de/de/ion/anthropg/altlasten/fachinfo/leitfaden.html>, (Stand 18.05.2010)
- [BIE95] Biesold, H., Die Bedeutung der direkten Bodenkontamination für die Ingestion, Ergebnisprotokoll der 128. Sitzung des Ausschusses Radioökologie der SSK 6. /7. Juli 1995 in Schlema, unveröffentlicht
- [BMU92] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 23, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-NewYork, 1992
- [BMU92a] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 17, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-NewYork, 1992
- [BMU95] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bekanntmachung einer Empfehlung der Strahlenschutzkommission: Grundsätze zur Bewertung der Strahlenexposition infolge Radon-Emissionen aus bergbaulichen Hinterlassenschaften in den Uranerzbergbaugebieten Sachsens und Thüringens, Bundesanzeiger Nr. 158 vom 23. August 1995.

- [BMU99a] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:  
Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau), Berlin, 30.07.1999
- [BMU99b] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:  
Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau: Teil Radon), Berlin, 30.07.1999
- [BMU00] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:  
Berechnungsgrundlage für die Ermittlung von Körperdosen bei äußerer Strahlenexposition, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 43, München, Urban und Fischer, 2000
- [BMU01] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:  
Bekanntmachung der Dosisfaktoren. Bundesanzeiger vom 28. August 2001, Beilage 160 a und b
- [BMU02] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), GMBI. 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605 (30. Juli 2002)
- [BMU03] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Strahlenschutz: Richtlinie für die Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten nach Teil 3 Kapitel 2 Strahlenschutzverordnung (Richtlinie Arbeiten), Bonn, 15.12.2003
- [BMU04] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Strahlenschutz: Richtlinie für die Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten nach Teil 3 Kapitel 2 Strahlenschutzverordnung (Richtlinie Arbeiten). GMBI Nr. 22, 2004, S. 418 - 431
- [BMU05] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Strahlenschutz: Arbeitsentwurf einer Strahlenschutz-Altlastenverordnung, Stand 2. März 2005, unveröffentlicht
- [BMU09] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Glossar zu den Messanleitungen für die Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt und externer Strahlung, September 2009,

[http://www.bmu.de/strahlenschutz/ueberwachung\\_der\\_umweltradioaktivitaet/messanleitungen/doc/41981.php](http://www.bmu.de/strahlenschutz/ueberwachung_der_umweltradioaktivitaet/messanleitungen/doc/41981.php)

- [BMU10] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2009, Dezember 2009, [http://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-201103025410/3/JB\\_Umweltradioaktivitaet\\_2009.pdf](http://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-201103025410/3/JB_Umweltradioaktivitaet_2009.pdf)
- [BMU11] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung StrlSchV), Vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714, ber. 2002 I S. 1459), (BGBl. III 751-1-8), zuletzt geändert vom 04. 10. 2011 (BGBl. I S. 2000)
- [BO04] Bothe, M., Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder, Abschlussbericht über ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördertes Forschungsvorhaben, Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2004-647, 2004
- [BS87] Brenk, H.D.; Untersuchungen der unfallbedingten Inhalationsbelastung in Gebäuden. Bericht BS 8502/1, Brenk Systemplanung, Aachen, April 1987
- [BS97] Barthel, R., Auswertung von Messergebnissen zur Korngrößenabhängigkeit des Radionuklidgehaltes in Halden der WISMUT GmbH, Brenk Systemplanung, Aachen, 16.09.1997
- [BS98] Barthel, R., Goldammer, W.; Methodik zur Eingrenzung der Umgebung von bergbaulichen Altlasten mit potentiell radiologisch relevanter Erhöhung der Radonkonzentration. Brenk Systemplanung, Aachen, 02.09.1998
- [BS99a] Barthel, R.; Goldammer, W.; Hoppe, G.; Methodische Aspekte der Abschätzung von Strahlenexpositionen durch bergbauliche Altlasten, Brenk Systemplanung, Aachen, 13.01.1999
- [BS99] Barthel, R.; Goldammer, W.; Kisting, S.; Kugeler, E.; Nüsser, A.; Thierfeldt, S.; Ableitung von Überwachungsgrenzen für Reststoffe mit erhöhten Konzentrationen natürlicher Radioaktivität. Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, 31. Mai 1999 (einschl. der Anhänge A und B vom 24. August 1999.)
- [BS01] Barthel, R.; Methodische Aspekte der komplexen radiologischen Bewertung von Verdachtsflächen bergbaulicher Anlagen. Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, November 2001

- [BU94] Bunzl, K., Kretner, R., Szeles, M., Winkler, R.; Transect survey of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in an agricultural soil near an exhaust ventilating shaft of a uranium mine. *Science of the Total Environment*, 149 (1994), pp. 225-232
- [BU03] Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung (19. Ausschuss) gemäß § 56a der Geschäftsordnung, Technikfolgenabschätzung - hier: TA-Projekt „Potenziale zum Ausbau der regionalen Nahrungsmittelversorgung – Entwicklungstendenzen bei Nahrungsmittelangebot und –nachfrage und ihre Folgen“. Deutscher Bundestag, 15. Wahlperiode, Drucksache 15/1674 vom 10.10.2003
- [BU09] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung BBodSchV vom 12. Juli 1999 (BGBl. I 1999, S. 1554), geändert durch Artikel 16 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585)
- [CIE04] Cierjacks, A., Albers, B., Zusammenstellung und Auswertung von radioökologischen Messdaten zum Transfer Boden/Pflanze unter Berücksichtigung der lokalen Variabilität in Deutschland, Abschlussbericht über ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördertes Forschungsvorhaben, Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2004-642, 2004
- [DIN85] Deutsche Industrie Norm, Begriffe und Benennungen in der radiologischen Technik - Dosisgrößen und Dosis Einheit, DIN 6814, Dezember 1985
- [DIN01] Deutsche Industrie Norm, Begriffe in der radiologischen Technik, Teil 3: Dosisgrößen und Dosis Einheiten, DIN 6814-3, Januar 2001
- [DOR95] Dorrian, M.D., Bailey, M.R., Particle size distributions of radioactive aerosols measured in workplaces, *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 60, No. 2, pp. 119-133 (1995)
- [DU03] Dushe, C., Kümmel, M., Schulz, H.; Investigations of Enhanced Outdoor Radon Concentration in Johannegeorgenstadt (Saxony), *Health Physics*, May 2003, Volume 84, Number 5 (655-663)
- [DU09] Dushe, C., Gehrcke, K., Kümmel, M., Müller, S., Ergebnisse der Radonmessungen in der bodennahen Luft der Bergbaugebiete, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SW-05/09, Dezember 2009

- [EPA97] U.S. Environmental Protection Agency, Exposure Factors Handbook (EPA/600/P-95/002Fa), Washington, August 1997
- [ETT01] Ettenhuber, E., Gehrcke, K., Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten - Abschlussbericht, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SCHR-22/01, Salzgitter, März 2001
- [EU00] Radiation Protection 112 "Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials", European Communities, 2000
- [EUR96] Richtlinie 96/29//Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 159/1-114
- [EUR08] Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 152/1, 11.06.2008
- [FRI99] Frindik, O., Vollmer, S., Particle-size dependent distribution of thorium and uranium isotopes in soil, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 241(2), p. 291-296 (1999)
- [GEL06] Gellermann, R., Schulz, H., Schellenberger, A., Nickstadt, K., Müller, A., Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4416 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, November 2006
- [GRS03] Abschätzung der Konservativität der Annahmen der in der AVV zur Berechnung der Strahlenbelastung über den Ingestionspfad, GRS-A-3138, Juli 2003
- [HEM97] Hempfling, R.; Doetsch, P., Stubenrauch, S., Mahr, A., Bauer, D., Koschmieder, H.J., Grünhoff, D., UMS-System zur Altlastenbeurteilung: Instrumente für die pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastverdächtigen Flächen, Abschlussbericht der Arbeitsgemeinschaft Fresenius Consult GmbH / focon-Ingenieurgesellschaft mbH zum Forschungsvorhaben 109 01 215 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 1997. Zitiert in Doetsch, P., Risikoquantifizierung mit dem UMS-System, Handbuch zur UMS Software, Umweltbundesamt, 1999

- [HOE95] Hölzer, F., Wichterey, K., Ermittlung des Transfers natürlicher Radionuklide vom Boden in die Pflanze in Gebieten natürlich erhöhter und anthropogen erhöhter Radioaktivität, Bundesamt für Strahlenschutz, Jahresbericht 1994, 1995
- [HOE83] Hötzl, H., Rosner, G., Winkler, R., Radionuclide concentrations in ground level air and precipitation in South Germany from 1976 to 1982, GSF-Report S-956, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, Neuherberg, 1983
- [HOE87] Hötzl, H., Winkler, R., Activity concentrations of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^7\text{Be}$  and their temporal variations in surface air, J. Environ. Radioactivity 5 (1987) 445-458
- [HOE96] Hötzl, H., Winkler, R., The ratio of long-lived radon-222 progeny concentrations in ground-level air, J. Environ. Radioactivity 181 (1996) 249-255
- [IAE92] International Atomic Energy Agency (eds.), Measurement and Calculation of Radon releases from uranium Mill Tailings, IAEA-TRS No. 333, Vienna, 1992
- [ICR91] International Commission on Radiological Protection, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP, Volume 21, No. 13, 1991
- [ICR93] International Commission on Radiological Protection, Protection against Radon-222 at Home and at Work, ICRP Publication 65, Annals of the ICRP, Volume 23, No. 2, 1993
- [ICR94] International Commission on Radiological Protection, Dose coefficients for intakes of radionuclides by workers, ICRP Publication 68, Annals of the ICRP, Volume 24, No. 4, 1994
- [ICR95] International Commission on Radiological Protection, Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: part 4 Inhalation dose coefficients, ICRP Publication 71, Annals of the ICRP, Volume 25, No. 3-4, 1995
- [ICR96] International Commission on Radiological Protection, Conversion coefficients for use in radiological protection against external radiation, ICRP Publication 74, Annals of the ICRP, Volume 26, No. 3/4, 1996
- [ICR02] International Commission on Radiological Protection, Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: reference values, ICRP Publication 89, Annals of the ICRP, Volume 32, No. 3-4, 2002

- [ICR07] International Commission on Radiological Protection, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, Annals of the ICRP, Elsevier, Amsterdam 2007
- [KEM96] Kemski, J., Klingel, R., Die terrestrische Strahlung durch natürlich radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden, in Umweltradioaktivität, Agemar Siehl (Hrsg.), Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH Berlin, 1996
- [KOL89] Kolb, W., Seasonal fluctuations of the uranium and thorium contents of aerosol in ground-level air, J. Environ. Radioactivity 9 (1989) 61-75
- [KOL90] Kolb, W., Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in der bodennahen Luft Norddeutschlands und Nordnorwegens im Zeitraum von 1963 bis 1990, PTB-Ra-29, Braunschweig, März 1992
- [KUE87] Kühn, W., Knopke, J., Bestimmung von Transferfaktoren für Uran beim Übergang vom Boden zur Pflanze in ausgewählten Gebieten der Bundesrepublik Deutschland, NIR-Bericht 6/87, 1987
- [KUE10] Kümmel, M., Dushe, C., Gehrcke, K., Ermittlung der Exposition der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland durch Radon in der freien Atmosphäre, 42. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., 26. bis 30. September 2010, Borkum, Publikationsreihe Fortschritte im Strahlenschutz, FS-2010-153-T
- [ME98] Meckbach, R.; Leuthold, G., Paretzke, H.G., Jacob, P.; Shielding of houses against external gamma and neutron radiation for different source geometries, GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg, 1998 (unveröffentlicht)
- [MEK07] Mekel, O., Mosbach-Schulz, O., Schümann, M., Okken, P.K., Peters, C., Herrmann, J., Hehl, O., Bubenheim, M., Fehr, R., Timm, J., Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung -Teil 2: Empfehlungen für Expositionsfaktoren, Abschlussbericht über ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördertes Forschungsvorhaben, WaBoLu-Hefte 03/07, ISSN 1862-4340, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, November 2007
- [MI09] Michel, R.; Strahlenexposition in der Umgebung kerntechnischer Anlagen, Vortrag auf der 16. Sommerschule Strahlenschutz der Landesanstalt für Personendosimetrie und Strahlenschutz Ausbildung, Berlin, 22. - 26. Juni 2009

- [NOS06] Noßke, D., Kärcher, K., Inhalations- und Ingestionsjahresdosen durch chronische Zufuhr, Bundesamt für Strahlenschutz, September 2006, persönliche Mitteilung
- [NRP03] Oatway, W.B., Mobbs, S.F, Methodology for Estimating the Doses to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity, NRPB-W36, March 2003
- [NRW01] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Verzehrstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet, erarbeitet vom Ifua-Institut für Umweltanalyse GmbH Bielefeld, Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 14, Essen 2001
- [PET91] Petoussi, N., P. Jacob, M. Zankl, K. Saito; Organ Doses for Foetuses, Babies, Children and Adults from Environmental Gamma Rays, Radiation Protection Dosimetry, Vol 37, No. 1 pp. 31-41 (1991)
- [PIE95] Pietrzak-Fils, Z., Skowronska-Smolak, M., Transfer of Pb-210 and Po-210 to plants via root system and above-ground interception, Science of Total Environment, 162, 139-147, 1995
- [POR94] Porstendörfer, J. Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air. J. Aerosol. Sci. 25, 219-263, 1994
- [PRO98] Pröhl, G. Allgemeine Werte der spezifischen Aktivität, Tischvorlage zur 144. Sitzung des Ausschusses Radioökologie der SSK am 20. Mai 1998, unveröffentlicht
- [PRO02] Pröhl, G., Gering, F., Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach dem Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung in Anlehnung an die Vorgehensweise im Rahmen der Planfeststellung, Verfahrensunterlage im Planfeststellungsverfahren zur Stilllegung des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben, Unterlagen-Nr. P 162, Bundesamt für Strahlenschutz, 2002, [http://www.bfs.de/en/endlager/morsleben.html/lfdnr037\\_162\\_00\\_v01\\_p162.pdf](http://www.bfs.de/en/endlager/morsleben.html/lfdnr037_162_00_v01_p162.pdf)
- [PRZ94] Przyborowski, S., Röhnsch, W., ICRP-Publikation 65 über den Schutz gegenüber Radon-222 in Wohnungen und an Arbeitsplätzen und die Situation in der Bundesrepublik Deutschland, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SCHR-13/94, November 1994

- [REI97] Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten - REI-Bergbau, 11.08.1997, Bundesamt für Strahlenschutz, [http://www.bfs.de/de/ion/anthropg/altlasten/fachinfo/richtl\\_empf/rei\\_bergbau.pdf](http://www.bfs.de/de/ion/anthropg/altlasten/fachinfo/richtl_empf/rei_bergbau.pdf)
- [REI05] Reichelt, A., Wiegand, J., Leipold, K.: Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände. Forschungsvorhaben StSch 4386 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Juli 2005
- [RIC98] Richter, A., Untersuchung zur Abhängigkeit der spezifischen Aktivität von der Korngröße bei Haldenmaterialien, Diplomarbeit, Westsächsische Hochschule Zwickau (FH), August 1998
- [RIT08] Ritzel, S., Natürliche Radionuklide in der Umwelt - Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands, Dissertation, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, 2008
- [ROE96] Röhnsch, W.; Radioaktive Umweltkontamination durch den Bergbau in Deutschland; in Umweltradioaktivität, Agemar Siehl (Hrsg.), Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH Berlin, 1996
- [RU90] Ruck, A., Bodenaufnahme durch Kinder - Abschätzungen und Annahmen, in: Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Band 2, Erich Schmidt Verlag, 1988
- [SAI91] Saito, K., Petoussi, N., Zankl, M., Veit, R., Jacob, P., Drexler, G., Organ doses as a function of body weight für environmental gamma rays, J. Nucl. Sci. Technol., 28(7), pp. 627-641 (July 1991)
- [SAI95] Saito, K., Jacob, P., Gamma ray fields in the air due to sources in the ground, Radiation Protection Dosimetry, 58(1), pp. 29-45 (1995)
- [SCH91] Schupfner, R., Schüttelkopf, H., Müller, A., Bodenkonzentrationen und Boden-Pflanze-Transferfaktoren natürlicher Radionuklide aus der Thorium-Zerfallsreihe in einem Gebiet mit hohem Thoriumgehalt des Bodens, Proc. Jahrestagung Fachverband für Strahlenschutz, Aachen, 30.9.-3.10.1991, S. 229-234, 1991
- [SCH97] Schubert, S., Messprogramm Mansfeld/Leimbach und Einzelobjektuntersuchungen Hettstedt/Eisleben - Ergebnisbericht, Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher

Altlasten (Altlastenkataster)“, Geologische Forschung und Erkundung - GFE GmbH, Halle, 14.06.1997 (unveröffentlicht)

- [SCH02] Schulz, H., Schellenberger, A., Funke, L., Rothe, S.: Methode zur parameterfreien Bestimmung der Radonexhalation und Dimensionierung von Abdeckschichten bei der Sanierung bergbaulicher Altlasten - Bleispurmethode. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2002-S97, 2002
- [SCH04] Schulz, H., Funke, L., Schellenberger, A., Löbner, W., Regner, S., Untersuchungen des Einflusses der Bioturbation von Abdeckung und kontaminierten Materialien auf Radondämmwirkung mittels Bleispurmethode, Abschlussbericht über ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördertes Vorhaben, Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU - 2004-643, [http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/schriftenreihe\\_rs643.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/schriftenreihe_rs643.pdf)
- [SI98] Simon, S.L., Soil ingestion by humans: a review of history, data, and etiology with application to risk assesment of radioactively contaminated soil, Health Physics 74(6), pp. 647-672 (1998)
- [THI03] Thielen, H., Martens, R., Maßmeyer, K., Biesold, H., Modellierung der atmosphärischen Ausbreitung von Radon und Schwebstaub aus bergbaulichen Hinterlassenschaften - Fachband, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4295 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, GRS-A-3152, September 2003
- [UBA11] Umweltbundesamt, Luftbelastungssituation 2010 – vorläufige Auswertung, 25. Januar 2011, <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4063.pdf>
- [UN00] UNSCEAR 2000. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York, United Nations, 2000
- [UN10] UNSCEAR 2008. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 2008 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York, United Nations, 2010
- [VDI99] VDI 2463, Bl. 1, Messen von Partikeln - Gravimetrische Bestimmung der Massenkonzentration von Partikeln in der Außenluft – Grundlagen, VDI – Richtlinien, Verein Deutscher Ingenieure, November 1999

- [WER99] Wershofen, H. Arnold, D., Radionuclides in ground-level air in Braunschweig - Report of the PTB trace survey station for 1995, 1996 and 1997, PTB-Ra-41, Braunschweig, Mai 1999
- [WER05] Wershofen, H. Arnold, D., Radionuclides in ground-level air in Braunschweig - Report of the PTB trace survey station from 1998 to 2003, PTB-Ra-45, Braunschweig, November 2005
- [WIC97] Wichterey, K., Sawallisch, S., Abschätzung der Strahlenexposition für Nutzer der Gartensparte „Silberbachtal“ in Schlemma, Bundesamt für Strahlenschutz, ST1 - 05/1997, Dezember 1997
- [WIC04] Wichterey, K.; Beyermann, M.; Kümmel, M. (2004): Results of the investigation on natural radiation exposure due to ingestion, Kerntechnik 69/5-6, (2004), S. 248-252
- [WIL97] Will, W., Borsdorf, K., Mielcarek, J., Malinowski, D., Sarenio, O., Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in den östlichen Bundesländern Deutschlands. BfS-ST-13/97, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin, August 1997
- [WIL03] Will, W., Mielcarek, J., Schkade, U., Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in ausgewählten Regionen Deutschlands. BfS-SW-01/03, Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, Juni 2003
- [WIN98] Winkler, R., Aehlig, K., Temporal variation of thoron decay product concentration in the atmosphere and comparison with radon decay product concentration. Radiat Environ Biophys 37; 35-39 (1998)
- [WIN98a] Winkler, R., Ruckerbauer, F., Trautmannsheimer, M., Tages- und jahreszeitliche Schwankungen des Gleichgewichtsfaktors in der bodennahen Luft, 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz gemeinsam mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz, 28. September bis 2. Oktober 1998, Lindau, Publikationsreihe Fortschritte im Strahlenschutz, FS-98-98-T
- [WIN00] Winkler, R., Rosner, G., Seasonal and long-term variation of  $^{210}\text{Pb}$  concentration in air, atmospheric deposition rate and total deposition velocity in south Germany, Sci. Total Environ. 263 (2000), 57 - 68

## 8 Anhang

### 8.1 Beispiele zur Vorgehensweise bei der Berechnung der Strahlenexposition

#### 8.1.1 Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer kultivierten Halde, für die eine Kontamination des Grundwasser ausgeschlossen werden kann

Hier sind die Szenarien „Aufenthalt im Freien“, „Aufenthalt im Gebäude“ und „Verzehr von Lebensmittel“ mit den drei Einwirkungsstellen

- auf der Halde,
- neben der Halde im Freien (z.B. Garten am Wohnhaus) und
- neben der Halde im Wohnhaus

zu betrachten.

Die Szenarien mit den zu berücksichtigenden Pfaden, Einwirkungsstellen und jährlichen Aufenthaltszeiten sind in der folgenden Tabelle 8-1 zusammengefasst.

**Tabelle 8-1: Nach BglBb zu berücksichtigende Szenarien, Pfade und Einwirkungsstellen für das Beispiel 1 (Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer kultivierten Halde). Die tatsächlich relevanten Pfade sind fett unterlegt.**

Szenario	Aufenthalt im Freien		Aufenthalt im Gebäude	Verzehr von Lebensmittel
Einwirkungsstelle	Auf der Halde (1000 h)	Neben der Halde (1000 h)	Neben der Halde (7000 h)	Garten am Wohnhaus neben der Halde
Expositionspfad	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	Verzehr von Lebensmittel, die über den Luftpfad kontaminiert wurden
	Inhalation Staub	Inhalation Staub	Inhalation Staub	
	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>	
	Bodenaufnahme			

Tabelle 8-1 beinhaltet die nach BglBb „grundsätzlich“ zu berücksichtigenden Expositionspfade. Für eine kultivierte Halde kann nun eine Rekultivierungsschicht als Abdeckung unterstellt werden, die eine Staubabwehrung und eine Bodenaufnahme wirksam unterbindet. Demzufolge können die Pfade „Inhalation von Staub“ und „Ingestion von Boden“ entfallen. Ebenso

kann es zu keiner Kontamination der in Haldennähe wachsenden Pflanzen durch Staubablagerung kommen. Da eine Grundwasserkontamination nicht zu besorgen ist, entfällt auch das Szenario „Verzehr von Lebensmittel“. Die für das Beispiel 1 tatsächlich relevanten Pfade sind in Tabelle 8-1 fett unterlegt.

Die Gesamtstrahlenexposition ist als Summe der aus dem Aufenthalt im Freien und im Wohnhaus resultierenden Strahlenexpositionen zu berechnen. Dabei kann der Aufenthalt im Freien auf *und* neben der Halde berücksichtigt werden, da das gesamte Zeitbudget für den Aufenthalt im Freien mit  $2000 \text{ h a}^{-1}$  nicht überschritten wird. Die jährliche Ausschöpfung der maximalen Aufenthaltszeit im Freien von  $2000 \text{ h}$  ist sicherlich eine konservative Annahme, da ein Aufenthalt auch an anderen, vom zu bewertenden Objekt unbeeinflussten Orten stattfinden kann (z.B. Wegezeiten, sportliche Aktivitäten, Besuche, Spaziergänge usw.). Gleichwohl ist im Sinne einer einheitlichen Vorgehensweise bei der radiologischen Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften eine Auslastung der Expositionszeit von  $2000 \text{ h a}^{-1}$  möglich.

Befindet sich das Wohnhaus in einem Abstand  $> 20 \text{ m}$  vom Rand der Halde entfällt für die Einwirkungsstelle neben der Halde der Expositionspfad „Äußere Gammastrahlung“.

#### 8.1.2 Wohnhaus unmittelbar ( $< 20 \text{ m}$ ) neben einer *unkultivierten* Halde im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasservorkommens

Auch hier sind die Szenarien „Aufenthalt im Freien“, „Aufenthalt im Gebäude“ und „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ mit den drei in Beispiel 1 genannten Einwirkungsstellen

- auf der Halde,
- neben der Halde im Freien (z.B. Garten am Wohnhaus) und
- neben der Halde im Wohnhaus

zu berücksichtigen. Tabelle 8-2 fasst die entsprechenden Szenarien und Pfade zusammen:

**Tabelle 8-2: Nach BgIBb zu berücksichtigende Szenarien, Pfade und Einwirkungsstellen für das Beispiel 2 (Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer unkultivierten Halde). Die tatsächlich relevanten Pfade sind fett unterlegt.**

Szenario	Aufenthalt im Freien		Aufenthalt im Gebäude	Verzehr von Lebensmitteln
Einwirkungsstelle	Auf der Halde (0 h, 100 h, 250 h)	Neben der Halde (1000 h)	Neben der Halde (7000 h)	Garten am Wohnhaus neben der Halde
Expositions-pfad	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Verzehr von Lebensmitteln, die über den Luft- und Wasserpfad kontaminiert wurden</b>
	<b>Inhalation Staub</b>	<b>Inhalation Staub</b>	<b>Inhalation Staub</b>	
	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>	
	<b>Bodenaufnahme</b>			

Bei einer unkultivierten Halde ist i. A. von einer fehlenden oder nur geringen Abdeckung auszugehen. Sowohl Staubabwehungen als auch eine unbeabsichtigte Aufnahme kontaminierter Haldenmaterials können deshalb nicht ausgeschlossen werden. Da auch eine Grundwasserkontamination möglich ist, sind alle in Tabelle 8-2 genannten Szenarien und Pfade tatsächlich relevant und bei der Berechnung der Strahlenexposition zu berücksichtigen. Für das Szenario „Verzehr von Lebensmittel“ ist dabei die Kontamination der Lebensmittel sowohl durch Staubablagerung als auch durch Beregnung mit kontaminiertem Sickerwasser oder Grundwasser sowie die Inkorporation kontaminierten Trinkwassers über einen Hausbrunnen zu beachten. Auch die Kontamination von Oberflächenwasser ist durch eine Halde prinzipiell möglich. Hier ist im Einzelfall je nach Durchflussrate des Oberflächenwassers abzuschätzen, welche Teilpfade zu berücksichtigen sind.

In diesem Beispiel ist eine Addition der durch den Aufenthalt im Freien auf und neben der Halde resultierenden Dosisbeiträge nicht so konservativ wie in Beispiel 1, da nicht das gesamte Zeitbudget für den Aufenthalt im Freien von  $2000 \text{ h a}^{-1}$  ausgeschöpft wird (von  $1000 \text{ h a}^{-1}$  für Kinder bis zu einem Jahr bis  $1250 \text{ h a}^{-1}$  für die Altersgruppen „7 – 12 a“ und „12 – 17 a“).

Befindet sich das Wohnhaus in einem Abstand zwischen 20 m und 100 m vom Rand der Halde entfällt für die Einwirkungsstelle neben der Halde der Expositions-pfad „Äußere Gammastrahlung“ und bei einem Abstand > 100 m außerdem der Expositions-pfad „Inhalation von Staub“ sowie die Kontamination oberirdischer Pflanzen durch Staubablagerung.

### 8.1.3 Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer landwirtschaftlich genutzten Halde

Hier ist zwischen Personen, die in der Landwirtschaft beruflich tätig (im Folgenden kurz Landwirt) oder nicht tätig sind zu unterscheiden. Ein Landwirt ist nach BglBb einer Einzelperson der Bevölkerung, Altersgruppe „Erwachsener“ zuzuordnen. Für diese Person befindet sich für den Aufenthalt im Freien die ungünstigste Einwirkungsstelle auf der Halde mit einer maximal möglichen Aufenthaltszeit von 2000 h a<sup>-1</sup>. Ein weiterer, freizeitbedingter Aufenthalt im Freien ist nach BglBb, Teil I., Ziff. 2.3.1 nur dann zu berücksichtigen, wenn die 2000 h a<sup>-1</sup> nicht bereits durch Arbeiten auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausgeschöpft sind. Hierzu ist anzumerken, dass in den BglBb generell keine Vorgaben für Expositionszeiten bei beruflichen Tätigkeiten oder Arbeiten sowohl für „Beschäftigte“ als auch Personen der Bevölkerung getroffen wurden. Während für die überwachte Personengruppe der „Beschäftigten“ mit ausreichender Sicherheit die Arbeitszeiten ermittelt werden können, trifft dies auf die Personen der Bevölkerung nicht zu. Im Sinne einer einheitlichen Vorgehensweise ist in diesem Fall von einer Expositionszeit von 1000 h a<sup>-1</sup> auszugehen (entspricht Aufenthalt auf einer kultivierten Fläche), auch wenn die tatsächliche Arbeitszeit auf der betrachteten landwirtschaftlichen Nutzfläche niedriger sein dürfte. Da die 2000 h a<sup>-1</sup> im Freien nicht ausgeschöpft sind, ist ein weiterer Aufenthalt im Freien in der unmittelbaren Umgebung des Wohnhauses zu betrachten. Alle für die Berechnung der Strahlenexposition eines Landwirtes generell zu berücksichtigenden Szenarien und Pfade sind in Tabelle 8-3 zusammengefasst.

**Tabelle 8-3: Nach BglBb zu berücksichtigende Szenarien, Pfade und Einwirkungsstellen für den Landwirt im Beispiel 3 (Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer landwirtschaftlich genutzten Halde). Die tatsächlich relevanten Pfade sind fett unterlegt.**

Szenario	Aufenthalt im Freien		Aufenthalt im Gebäude	Verzehr von Lebensmitteln	
	Auf der Halde (1000 h)	Neben der Halde (1000 h)	Neben der Halde (7000 h)	Garten am Wohnhaus neben der Halde	Halde
Expositionspfad	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Verzehr von Lebensmitteln, die über den Luft- und Wasserpfad kontaminiert wurden</b>	Verzehr von Lebensmitteln, die über den Boden und Wasserpfad kontaminiert wurden
	Inhalation Staub	Inhalation Staub	Inhalation Staub		
	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>		
	Bodenaufnahme				

Das Szenario „Verzehr von Lebensmittel“ weist die beiden Einwirkungsstellen „Halde“ und „Garten neben der Halde“ auf. Hier ist bei der Berechnung der Strahlenexposition für die pflanzlichen Produkte, die sowohl im Garten als auch auf der Halde angebaut werden können (wie z.B. Kartoffeln oder Gemüse), die ungünstigste Einwirkungsstelle zu bestimmen.

Für Familienangehörige des Landwirtes ist zwar ein berufsbedingter Aufenthalt im Freien auf der Halde nicht zu unterstellen, ein freizeitbedingter Aufenthalt auf Teilflächen der Halde ist jedoch möglich und kann mit Expositionszeiten für den Aufenthalt auf kultivierten Halden charakterisiert werden kann ( $1000 \text{ h a}^{-1}$ ). Für diese Personengruppe können demzufolge die Szenarien und Pfade der Tabelle 8-3 für den Landwirt verwendet werden.

Auch im Fall einer landwirtschaftlichen Nutzung ist davon auszugehen, dass die Halde eine Abdeckung mit einer Rekultivierungsschicht aufweist und damit eine Abwehung kontaminierter Staubes und eine unbeabsichtigte Aufnahme kontaminierten Haldenmaterials ausgeschlossen werden können. Die verbleibenden tatsächlich relevanten Szenarien und Pfade sind in Tabelle 8-3 fett unterlegt

Für Personen der Bevölkerung, die „zufällig“ in der Nähe der zu bewertenden landwirtschaftlichen Nutzfläche wohnen, ergibt sich ein etwas anderes Bild. Hier kann im Regelfall davon ausgegangen werden, dass ein Aufenthalt auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche vom Inhaber oder Pächter untersagt ist, unabhängig davon, ob es sich um eine Ackerfläche oder um Grünland handelt. Nach BglBb, Teil I., Ziff. 2.3.2 c kann diese Nutzung außer Betracht bleiben. Bei der Berechnung der Gesamtstrahlenexposition sind entsprechend die in Tabelle 8-4 genannten Expositionspfade zu berücksichtigen.

**Tabelle 8-4: Nach BgIBb zu berücksichtigende Szenarien, Pfade und Einwirkungsstellen für Personen im Beispiel 3, die nicht auf der zu bewertenden landwirtschaftlich genutzten Fläche gewerblich arbeiten (Wohnhaus unmittelbar (< 20 m) neben einer landwirtschaftlich genutzten Halde). Die tatsächlich relevanten Pfade sind fett unterlegt.**

Szenario	Aufenthalt im Freien	Aufenthalt im Gebäude	Verzehr von Lebensmittel	
Einwirkungs-stelle	Neben der Halde (1000 h)	Neben der Halde (7000 h)	Garten am Wohnhaus neben der Halde	Halde
Expositions-pfad	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Verzehr von Lebensmittel, die über den Luft- und Wasserpfad kontaminiert wurden</b>	<b>Verzehr von Lebensmittel, die über den Boden und Wasserpfad kontaminiert wurden</b>
	Inhalation Staub	Inhalation Staub		
	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>		

Die in diesem Beispiel diskutierten Szenarien sollen zum Anlass genommen werden, einige Betrachtungen zur landwirtschaftlichen Nutzung von Bergbauhalden anzustellen. Im Allgemeinen dürfte die intensive Nutzung einer unter aktuellen Umwelt- und Strahlenschutzaspekten sanierten Halde als Acker- oder Weidefläche die Ausnahme darstellen, da dies nicht den üblicherweise verfolgten Rekultivierungszielen entspricht. Für Althalden kann sich u.U. eine andere Situation ergeben. So ist beispielsweise in der Mansfelder Region in Sachsen-Anhalt beobachtet worden, dass geringmächtige und kleinflächige Aufhaldungen von Bergen des Kupferschieferbergbaus inmitten landwirtschaftlich genutzter Flächen liegen und im Laufe der Zeit ganz oder teilweise in die Nutzfläche „einbezogen“ wurden [SCH97].

Weiterhin ist im Vorfeld einer radiologischen Bewertung zu analysieren, welche Expositionspfade tatsächlich relevant sind. Im Fall einer landwirtschaftlichen Nutzung ist davon auszugehen, dass die Halde eine Abdeckung mit einer Rekultivierungsschicht aufweist. Hier würden schon geringe Mächtigkeiten zwischen 20 und 30 cm reichen, um die Expositionspfade Inhalation von Staub und Ingestion von Boden wirksam zu unterbinden und zu einer deutlichen Reduzierung der äußeren Gammastrahlung beizutragen. Inwieweit solche geringmächtigen Abdeckungen auch die Radioaktivitätsaufnahme von Pflanzen über den Wurzelpfad einschränken, hängt von der Wurzeltiefe der betrachteten Pflanzen ab. Die Freisetzung von Radon und kontaminiertem Sickerwasser kann dagegen nur mit aufwändigeren Abdecksystemen langfristig reduziert werden. Zur Dämmung von Radonfreisetzungen durch Abdeckungen wird in diesem Zusammenhang auf die Ausführungen im Abschnitt 6 verwiesen.

Bei der Expositionspfadanalyse von abgedeckten Halden sind auch Langzeiteffekte, wie z.B. Erosion und Bioturbation zu berücksichtigen, die die Wirksamkeit von Abdeckungen beeinträchtigen können.

#### 8.1.4 Wohnhaus auf einer Halde

Obwohl eine zu Wohnzwecken genutzte Halde (ebenso wie die o.g. landwirtschaftliche Nutzung) wohl eher die Ausnahme darstellen dürfte, kann dieses Szenario insbesondere für Althalden nicht ausgeschlossen werden (siehe z.B. [BFS01]). Das Szenario wurde auch deswegen ausgewählt, um hier die Berücksichtigung des Radonpfades entsprechend der BglBb zu erläutern.

Für die im Wohnhaus lebenden Personen befinden sich die ungünstigsten Einwirkungsstellen im Gebäude ( $7000 \text{ h a}^{-1}$ ) sowie im Freien auf der (kultivierten) Halde mit  $1000 \text{ h a}^{-1}$ . Die folgende Tabelle 8-5 listet die relevanten Szenarien, Einwirkungsstellen und Pfade auf:

**Tabelle 8-5: Nach BglBb zu berücksichtigende Szenarien, Pfade und Einwirkungsstellen für Personen im Beispiel 4 (Wohnhaus auf einer Halde). Die tatsächlich relevanten Pfade sind fett unterlegt.**

Szenario	Aufenthalt im Freien	Aufenthalt im Gebäude	Verzehr von Lebensmittel
Einwirkungs-stelle	Auf der Halde (1000 h)	Auf der Halde (7000 h)	Garten am Wohnhaus auf der Halde
Expositionspfad	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Äußere Gammastrahlung</b>	<b>Verzehr von Lebensmittel, die über den Boden- und Wasserpfad kontaminiert wurden</b>
	Inhalation Staub	Inhalation Staub	
	<b>Inhalation Radon</b>	<b>Inhalation Radon</b>	
Bodenaufnahme			

Für den Expositionspfad „Inhalation von Radon“ ist in diesem Beispiel die Radonexposition durch Aufenthalt im Freien und im Gebäude zu berücksichtigen. Da das Wohnhaus sich direkt auf einem bergbaulichen Objekt befindet, ist zur Berechnung der Radondosis durch Aufenthalt im Gebäude neben dem Eintritt radonhaltiger Außenluft in das Wohngebäude auch der Eintritt radonhaltiger Bodenluft aus dem Gebäudeuntergrund zu betrachten. Für den letztgenannten Radontransport enthalten die BglBb keine Berechnungsvorschriften, da nur anhand einzelfallspezifischer Untersuchungen geklärt werden kann, wie groß hier der durch den Bergbau bedingte Beitrag ist. Die bergbaubedingte Radonexhalation aus Baumaterial (z.B. Mansfelder Kupferschlackebausteine zum Wohnungsbau, Bausteine oder Wandputz

mit zugemischten Tailings) liegt nicht im Geltungsbereich der BglBb und wurde deshalb nicht als relevanter Teilpfad aufgenommen. Eine Berücksichtigung dieses Teilpfades ist jedoch erforderlich, wenn dies „durch Besonderheiten des Anwendungsfalls (...) begründet ist“ (BglBb, Teil I., Ziff. 2.2)).

## 8.2 Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition durch Inkorporation

Abweichend von der Vorgehensweise der ICRP wurde eine chronische Inkorporation mit konstanter Zufuhr rate während eines Jahres (zwischen den Geburtstagen) angenommen, die für die Abschätzung einer Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung durch erhöhte natürliche Radioaktivität die realistischere Betrachtungsweise darstellt. Die Rechnungen erfolgten für Zufuhren in allen Jahren bis zum 21. Lebensjahr, danach wurde die Biokinetik nicht mehr als altersabhängig betrachtet, so dass bei Zufuhren in späteren Lebensjahren dieselben Dosiskoeffizienten gelten. Die Dosiskoeffizienten für Ingestion und Inhalation wurden mit dem im BfS entwickelten Programm DOSAGE berechnet [NOS06]. Dabei wurden die aktuellen biokinetischen und dosimetrischen Modelle der ICRP verwendet, die der ICRP-Publikation 72 [ICR95] und den Werten der EU-Richtlinie [EUR96] sowie der Strahlenschutzverordnung [BMU01] zu Grunde liegen.

Bei den Berechnungen wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die Biokinetik wurde zwischen Geburt und dem Alter 100 Tage als konstant (entsprechend der Daten für das 3 Monate alte Kleinkind) betrachtet: Die ICRP hat keine biokinetischen Modelle für diesen Zeitraum definiert, andererseits bei der Berechnung der Folgedosis für das Ungeborene auch diese Annahme getroffen.
- Abweichend zur ICRP wurde bei den gegenwärtigen Berechnungen generell angenommen, dass die biokinetischen Daten für den Erwachsenen ab dem 21. Lebensjahr gelten; für einige Elemente (wie Pb, Ra, Th, U) nimmt die ICRP jedoch auf Grund des Knochenstoffwechsels an, dass diese Werte erst ab dem 26. Lebensjahr gelten. Diese abweichende Annahme führt zu geringfügigen Abweichungen für das 16. bis 25. Lebensjahr.
- Für die Isotope einiger Elemente (Pb, Ra, Th, U) werden von der ICRP für die Tochternuklide unabhängige Kinetiken betrachtet. Dabei wird bei der Betrachtung des Restkörpers ("other tissues"), der für verschiedene Isotope aus der Zerfallskette unterschiedlich sein kann, ein anderes Verfahren verwendet als es bei den ICRP-Berechnungen verwendet wurde: Es wird das in Annex C.3 der ICRP-Publikation 71 [ICR95] beschriebene Verfahren (2) angewendet, das als realistischer angesehen wird, anstelle des Verfahrens (1).

Die auf dieser Basis vom BfS [NOS06] berechneten Dosiskoeffizienten sind in den beiden folgenden Tabellen (Tabelle 8-6, Tabelle 8-7) dargestellt:

**Tabelle 8-6: Ingestionsdosiskoeffizienten für chronische Aktivitätszufuhr**

Nuklid	Ingestionsdosiskoeffizienten für chronische Zufuhr in Sv Bq <sup>-1</sup>					
	0 – 1 a	1 – 2 a	2 – 7 a	7 – 12 a	12 -17 a	> 17 a
U-238	2,7E-07	1,2E-07	8,6E-08	7,1E-08	7,2E-08	3,3E-08
U-234	3,0E-07	1,3E-07	9,5E-08	7,8E-08	7,7E-08	3,5E-08
Th-230	2,9E-06	4,0E-07	3,3E-07	2,6E-07	2,2E-07	1,3E-07
Ra-226	3,6E-06	9,5E-07	7,3E-07	9,1E-07	1,6E-06	2,8E-07
Pb-210	5,7E-06	3,1E-06	2,2E-06	1,8E-06	1,8E-06	6,0E-07
Po-210	2,4E-05	7,8E-06	4,8E-06	2,8E-06	1,7E-06	1,2E-06
U-235	2,8E-07	1,2E-07	9,0E-08	7,3E-08	7,2E-08	3,3E-08
Pa-231	9,3E-06	1,3E-06	1,1E-06	9,6E-07	8,4E-07	3,4E-07
Ac-227	2,3E-05	2,9E-06	2,3E-06	1,6E-06	1,2E-06	7,8E-07
Th-232	3,9E-06	3,9E-07	3,3E-07	2,6E-07	2,4E-07	1,3E-07
Ra-228	2,1E-05	5,3E-06	3,9E-06	3,8E-06	4,0E-06	6,5E-07
Th-228	1,9E-06	2,7E-07	1,8E-07	1,1E-07	7,5E-08	5,4E-08

**Tabelle 8-7: Inhalationsdosiskoeffizienten für chronische Aktivitätszufuhr**

Nuklid	Inhalationsdosiskoeffizienten für chronische Zufuhr in Sv Bq <sup>-1</sup>					
	0 – 1 a	1 – 2 a	2 – 7 a	7 – 12 a	12 -17 a	> 17 a
U-238	1,2E-05	8,6E-06	6,1E-06	3,5E-06	2,6E-06	2,8E-06
U-234	1,4E-05	1,0E-05	7,3E-06	5,2E-06	4,0E-06	3,4E-06
Th-230	3,8E-05	3,2E-05	3,1E-05	1,8E-05	1,4E-05	1,1E-05
Ra-226	1,4E-05	1,0E-05	7,3E-06	5,3E-06	4,3E-06	3,5E-06
Pb-210	4,2E-06	3,2E-06	2,3E-06	1,6E-06	1,3E-06	1,0E-06
Po-210	1,4E-05	9,9E-06	7,0E-06	4,9E-06	3,7E-06	3,3E-06
U-235	1,2E-05	9,2E-06	6,6E-06	3,8E-06	2,8E-06	3,0E-06
Pa-231	2,3E-04	2,3E-04	2,0E-04	1,6E-04	1,5E-04	6,7E-05
Ac-227	1,7E-03	1,5E-03	1,2E-03	7,6E-04	5,8E-04	3,7E-04
Th-232	4,5E-05	4,0E-05	3,1E-05	2,3E-05	2,0E-05	1,5E-05
Ra-228	1,0E-05	6,3E-06	4,6E-06	3,3E-06	2,8E-06	1,7E-06
Th-228	9,6E-05	7,7E-05	5,5E-05	3,7E-05	2,8E-05	2,5E-05

### 8.3 Zur Herleitung der im vereinfachten Verfahren zur Prüfung des Abschlusskriteriums verwendeten Modelle

Die folgenden Ausführungen in den Abschnitten 8.3.1 und 8.3.2 basieren auf die Ergebnisse eines im Auftrag des BMU durchgeführten Forschungsvorhabens durch Brenk Systemplanung GmbH [BS99a].

#### 8.3.1 Abschätzung einer Rn-222-Konzentration in der näheren Umgebung einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung nach Gleichung (A1.1a) der BglBb

Für eine bodennahe Punktquelle der Quellstärke Q wurde mit einem EULER Modell und einer 10-jährigen meteorologischen Statistik (für Gera-Leumnitz) die über Windgeschwindigkeit, Ausbreitungsklasse und Windrichtung gemittelte Rn-222-Konzentration in Abhängigkeit vom Abstand r berechnet. Diese Abhängigkeit kann durch folgende Beziehung näherungsweise erfasst werden:

$$\langle C_{Rn}(r) \rangle = 377 \cdot Q \cdot r^{-1,58} \quad (8.3-1)$$

Hierbei bedeuten:

$C_{Rn}(r)$  Rn-222-Konzentration in der Entfernung r von der Punktquelle in  $Bq\ m^{-3}$

Q Quellstärke der Punktquelle in  $kBq\ s^{-1}$

r Entfernung von der Punktquelle in m

Die Einflüsse der

- meteorologischen Bedingungen,
- der Größe, Gestalt und Heterogenität der Flächenquelle,
- der topographischen Gegebenheiten und
- der Bodenrauhigkeit

auf die Anisotropie der Isolinien der Rn-222-Konzentration werden durch einen Korrekturfaktor a berücksichtigt. Die Rn-222-Konzentration am Aufpunkt mit den Koordinaten (x,y) kann gemäß

$$C_{Rn}(x,y) \leq 377 \cdot Q \cdot (a/r)^{1,58} \quad (8.3-2)$$

nach oben abgeschätzt werden; hier bezeichnet r den Abstand zwischen einem außerhalb der Flächenquelle gelegenen Aufpunkt (x,y) und dem Rand der Flächenquelle.

Für ebenes Gelände und große Abstände nähert sich der Faktor a asymptotisch dem Wert  $a_p = 1,25$  an, der die Anisotropie der Isolinien der Rn-222-Konzentration für eine Punktquelle

entsprechend den zugrunde gelegten meteorologischen Daten beschreibt (der Aufpunkt befindet sich - richtungsunabhängig - im Lee der Hauptwindrichtung). Für die Abschätzung der Rn-222-Konzentration in der näheren Umgebung einer Flächenquelle kann jedoch mit kleineren Werten des Faktors  $a$  gerechnet werden.

Zur Abschätzung eines realistisch-konservativen Korrekturfaktors  $a$  wurden die an verschiedenen Standorten durchgeführten aufwändigen Rn-222-Ausbreitungsrechnungen zugrunde gelegt (15 Objekte im ebenen und 11 Objekte im gebirgigen Gelände). Durch Regressionsanalyse konnte folgende Approximation abgeleitet werden:

$$a = a_p \cdot (2/\pi) \cdot \arctan(5,5 \cdot J/C_{Rn}) \quad (8.3-3)$$

Mit

$J$  Rn-222-Exhalationsrate in  $\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$

Umstellung von (8.3-3) ergibt

$$C_{Rn} = 5,5 \cdot J / \tan\left(\frac{\pi \cdot a}{2 \cdot a_p}\right) \quad (8.3-4)$$

Durch Gleichsetzen von (8.3-4) mit der rechten Seite von (8.3-2) ergibt sich die Beziehung

$$5,5 \cdot J = 377 \cdot Q \cdot (a/r)^{1,58} \cdot \tan\left(\frac{\pi \cdot a}{2 \cdot a_p}\right) \quad (8.3-5)$$

Wegen  $Q = F \cdot J$  kann in (8.3-5) die Rn-222-Exhalationsrate  $J$  gekürzt werden. Die rechte Seite der Gleichung ist mit dem Faktor 10 zu multiplizieren, wenn  $Q$  in der Einheit  $\text{kBq s}^{-1}$ ,  $F$  in  $\text{ha}$  und  $J$  in  $\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$  angegeben werden. Somit ergibt sich folgende transzedente Gleichung zur Berechnung des Faktors  $a$ :

$$F \cdot (a/r)^{1,58} \cdot \tan\left(\frac{\pi \cdot a}{2 \cdot a_p}\right) = 0,00146 \quad (8.3-6)$$

In (8.3-6) sind die Fläche in  $\text{ha}$  und der Abstand in  $\text{m}$  einzusetzen. Die Gleichung (8.3-6) zeigt, dass der Faktor  $a$  näherungsweise eine Funktion der Fläche und des Abstandes vom betrachteten Objekt ist. In der Darstellung für ebenes Gelände

$$a = a_p \cdot k_i(r, F) \quad (8.3-7)$$

charakterisiert die Relation  $k_i(r, F) = a / a_p$  die relative Abweichung des Faktors  $a$  von seinem Wert für Punktquellen ( $a_p$ ) in Abhängigkeit von  $F$  und  $r$ . Mit  $a_p = 1,25$  folgt aus (8.3-6) und (8.3-7) die Näherung:

$$10^3 \cdot F \cdot (a/r)^{1,58} \cdot \tan\left(\frac{\pi}{2} \cdot k_i(r,F)\right) = 1 \quad (8.3-8)$$

Gemäß (8.3-8) strebt der Faktor  $k_i(r,F)$  für große Entfernungen ( $r \rightarrow \infty$ ) gegen den Wert 1 (hier wirken Flächenquellen wie Punktquellen). Für geringe Abstände von der betrachteten Flächenquelle ( $r \rightarrow 0$ ) strebt auch  $k_i(r,F)$  gegen Null, fällt jedoch deutlich langsamer als  $r$ . In Tabelle 8-8 am Ende des Abschnitts 8.3 sind die numerisch berechneten Faktoren  $k_i(r,F)$  für die  $(r,F)$  - Werte gemäß Abbildung VI.1 der BglBb dargestellt.

In gebirgigem Gelände muss der Faktor  $a$  auch mögliche Einflüsse von komplexen topographischen Gegebenheiten auf die atmosphärische Ausbreitung erfassen. Statt (8.3-7) wird deshalb für den Faktor  $a$  die allgemeinere Form

$$a = a_p \cdot k_i(r,F) \cdot a_T \quad (8.3-9)$$

angesetzt, in der neben den bereits erläuterten Komponenten  $a_p = 1,25$  (Berücksichtigung der Anisotropie der meteorologischen Ausbreitungsbedingungen) und  $k_i(r,F)$  (Berücksichtigung der Abweichung des Abfalls der Rn-222-Konzentration in Abhängigkeit vom Abstand  $r$  von der Quelle vom Verlauf für Punktquellen entsprechend der realen Flächengröße  $F$  gemäß Gleichung (8.3-8)) mit dem Faktor  $a_T$  der Einfluss von topographischen Gegebenheiten auf die Anisotropie der Isolinien der Rn-222-Konzentration berücksichtigt werden soll. Für ebenes Gelände kann gemäß (8.3-7) mit  $a_T(\text{Ebene}) = 1$  gerechnet werden. Die für gebirgiges Gelände durchgeführten Abschätzungen lassen einen Faktor  $a_T(\text{Gebirge}) = 2,4$  als ausreichend erscheinen. In den BglBb ist für ebenes Gelände der Faktor  $k_E = 1,25$  als Produkt  $a_p \cdot a_T(\text{Ebene}) = 1,25 \cdot 1$  und für gebirgiges Gelände der Faktor  $k_G = 3,0$  als Produkt  $a_p \cdot a_T(\text{Gebirge}) = 1,25 \cdot 2,4$  angegeben.

### 8.3.2 Abschätzung einer Rn-222-Konzentration auf einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung nach Gleichung (A1.1b) und (A1.1c) der BglBb

Während die Rn-222-Konzentration neben einer Quelle mit einem oberen Wert abgeschätzt wird, erfolgt die Bewertung der Rn-222-Konzentration auf einer Flächenquelle auf der Basis einer über die Fläche *gemittelten* Rn-222-Konzentration. Damit soll zum Ausdruck gebracht werden, dass die Wahrscheinlichkeit für einen Aufenthalt auf der Flächenquelle an allen Orten gleich groß ist.

Ausgangspunkt für die Ableitung der Gleichung (A1.1b) der BglBb waren Ausbreitungsrechnungen für eine kreisförmige Flächenquelle, die ebenso wie die Berechnungen für eine Punktquelle (siehe 8.3.1) mit einem EULER-Modell und einer 10-jährigen Ausbreitungsstatistik der DWD-Station Gera-Leumnitz durchgeführt wurden. Im Ergebnis dieser Rechnungen

zeigt sich, dass bei gegebener Exhalationsrate die Abhängigkeit der mittleren Rn-222-Konzentration von der Fläche F durch folgende Funktion approximiert werden kann:

$$\langle C_{Rn} \rangle = 11 \cdot J \cdot \ln(1 + 1,7 \cdot F) \quad (8.3-10)$$

Mit

$\langle C_{Rn} \rangle$  mittlere Rn-222-Konzentration auf der Fläche in  $Bq\ m^{-3}$

J Rn-222-Exhalationsrate in  $Bq\ m^{-2}\ s^{-1}$

F Fläche der Flächenquelle in ha

Hierbei ist zu beachten, dass der in Gleichung (8.3-10) gefundene Zusammenhang nur für Flächen  $F \leq 100$  ha gilt. Die nach Gleichung (8.3-10) berechneten mittleren Rn-222-Konzentrationen wurden mit den Ergebnissen von aufwändigen Modellrechnungen an konkreten Standorten verglichen, um den Einfluss realer geometrischer Verhältnisse auf die Rn-222-Konzentration zu beurteilen. Es zeigte sich, dass in vergleichsweise ebenen Regionen die Anwendung der Gleichung (8.3-10) im Mittel zu einer leichten Überschätzung der Rn-222-Konzentration von weniger als 10% führt. Im stärker strukturierten Gelände ist die Konservativität von Gleichung (8.3-10) noch etwas größer (bis zu 30%).

Die unterschiedliche Herangehensweise bei der Abschätzung der Rn-222-Konzentration auf und neben der Flächenquelle (Mittelwert auf der Fläche, Gleichung (8.3-10) - Maximum neben der Fläche, Gleichung (8.3-9)) führt für gebirgiges Gelände bei geringen Quellabständen zu dem unplausiblen Ergebnis höherer Konzentrationen im Umfeld als auf der Flächenquelle. Aus diesem Grund wurden für die Abschätzung der Rn-222-Konzentration auf der Flächenquelle, je nachdem, ob es sich um ebenes oder gebirgiges Gelände handelt, in den BglBb unterschiedliche Berechnungsmöglichkeiten angegeben:

Für ebenes Gelände erfolgt die Berechnung der Rn-222-Konzentration auf der Fläche nach Gleichung (8.3-10). Für gebirgiges Gelände wird davon abweichend die Rn-222-Konzentration auf der Fläche gleichgesetzt mit dem Wert, der in einem Abstand von 20 m nach Gleichung (8.3-9) ermittelt wird. Auf diese Weise erhält man auf einem Objekt mit gleicher Rn-222-Freisetzung und Flächengröße im Gebirge höhere Rn-222-Konzentrationen als in der Ebene. Diese Vorgehensweise ist plausibel, da im gebirgigen Gelände auch auf einer Flächenquelle schlechtere atmosphärische Verdünnungsverhältnisse herrschen können als in der Ebene.

**Tabelle 8-8: Numerisch berechnete Korrekturfaktoren  $k_i(r,F)$  nach Gleichung (A1.7) der BglBb**

r in m	Fläche der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung in ha									
	0,1	0,2	0,5	1	2	5	10	20	50	100
10	0,521	0,415	0,300	0,232	0,179	0,126	0,097	0,074	0,052	0,040
20	0,703	0,587	0,441	0,347	0,270	0,191	0,147	0,113	0,079	0,061
30	0,800	0,694	0,541	0,433	0,340	0,243	0,188	0,144	0,101	0,078
40	0,856	0,766	0,617	0,503	0,399	0,288	0,223	0,171	0,121	0,092
50	0,891	0,815	0,676	0,560	0,450	0,327	0,254	0,196	0,138	0,106
60	0,915	0,850	0,723	0,608	0,494	0,363	0,282	0,218	0,154	0,118
70	0,931	0,876	0,761	0,649	0,533	0,395	0,309	0,239	0,169	0,130
80	0,943	0,896	0,791	0,684	0,568	0,424	0,333	0,259	0,183	0,141
90	0,952	0,911	0,816	0,715	0,599	0,452	0,356	0,277	0,197	0,151
100	0,959	0,923	0,837	0,741	0,627	0,477	0,377	0,295	0,210	0,161
200	0,986	0,972	0,934	0,881	0,800	0,658	0,541	0,433	0,314	0,244
300	0,992	0,985	0,963	0,931	0,876	0,760	0,649	0,533	0,394	0,308
400	0,995	0,990	0,976	0,954	0,915	0,823	0,723	0,609	0,460	0,363
500	0,997	0,993	0,983	0,967	0,938	0,864	0,777	0,668	0,515	0,410
600	0,997	0,995	0,987	0,975	0,952	0,893	0,817	0,715	0,562	0,452
700	0,998	0,996	0,990	0,980	0,962	0,913	0,847	0,753	0,603	0,489
800	0,998	0,997	0,992	0,984	0,969	0,927	0,870	0,784	0,639	0,523
900	0,999	0,997	0,993	0,987	0,974	0,938	0,888	0,810	0,670	0,554
1000	0,999	0,998	0,994	0,989	0,978	0,947	0,902	0,831	0,697	0,581
2000	1,000	0,999	0,998	0,996	0,992	0,981	0,964	0,931	0,852	0,761
3000	1,000	1,000	0,999	0,998	0,996	0,990	0,980	0,962	0,912	0,846
4000	1,000	1,000	0,999	0,999	0,997	0,994	0,987	0,975	0,941	0,893
5000	1,000	1,000	1,000	0,999	0,998	0,995	0,991	0,982	0,958	0,921
6000	1,000	1,000	1,000	0,999	0,999	0,997	0,993	0,987	0,968	0,938
7000	1,000	1,000	1,000	0,999	0,999	0,997	0,995	0,989	0,974	0,951
8000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,999	0,998	0,996	0,991	0,979	0,959
9000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,999	0,998	0,996	0,993	0,983	0,966
10000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,999	0,998	0,997	0,994	0,985	0,971

## 8.4 Zur Rn-222-Freisetzung aus Halden

Die Freisetzung des in der U-238-Zerfallsreihe aus Ra-226 entstehenden Rn-222 aus Haldenmaterial in die Atmosphäre erfolgt durch Diffusions- und Konvektionsprozesse. Die durch Diffusion verursachte Rn-222-Exhalationsrate wird durch unterschiedliche Rn-222-Konzentrationen im Porenvolumen im Haldenkörper und der Außenluft induziert und kann durch meteorologische Einflüsse wie z.B. Schnee und Frost verringert werden. Die durch Konvektion bedingten Luftströmungen in der Halde beruhen auf Druckunterschiede zwischen Halde und Atmosphäre und werden maßgeblich durch meteorologische Bedingungen beeinflusst, wobei unterschiedliche Temperaturen im Haldeninnern und der Außenluft die Hauptrolle spielen.

So haben in den letzten Jahren experimentelle und theoretische Untersuchungen zum Verhalten von Bodenluftströmungen in Halden des Uranbergbaus gezeigt, dass aufgrund von Unterschieden zwischen den Temperaturen im Haldenkörper ( $T_H$ ) und der Außenluft ( $T_A$ ) Luftströmungen entstehen können, die die Höhe der Rn-222-Exhalationsrate und ihr räumliches und zeitliches Verteilungsmuster maßgeblich beeinflussen. Da die Temperatur im Innern der Halde etwa konstant 8 bis 10 °C beträgt, kann es unter winterlichen Bedingungen zu länger anhaltenden Perioden mit  $T_H > T_A$  kommen, die eine Konvektion in Richtung Haldenplateau verursachen ("Kamineffekt") und, wie in Tracergasversuchen beobachtet wurde, in Abhängigkeit vom Haldenaufbau in Teilbereichen auch zu einer Durchströmung vom Haldenfuß zum -plateau mit hohen Konvektionsgeschwindigkeiten im Bereich von  $10^{-2} \text{ m s}^{-1}$  führen können. In den Sommermonaten herrschen dagegen umgekehrte Temperaturdifferenzen ( $T_H < T_A$ ), die zu Konvektionen in Richtung Haldenfuß führen. Allerdings verursachen wechselnde Temperaturdifferenzen (kühle Sommernächte) Konvektionen, die nicht wie im Winter über einen längeren Zeitraum in die gleiche Richtung verlaufen, sondern tageszyklische Rn-222-Freisetzungen bewirken. Eine Durchströmung der gesamten Halde ist unter sommerlichen Bedingungen daher weniger wahrscheinlich als im Winter.

Typische gemessene Konvektionsgeschwindigkeiten, die für die gesamte Halde gelten, liegen im Bereich von  $10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ . Für größere Halden kann davon ausgegangen werden, dass in den Sommermonaten das Exhalationsverhalten am Haldenfuß vollständig von dem am Haldenplateau abgekoppelt ist. So beträgt bei einer Konvektionsgeschwindigkeit von beispielsweise  $2 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$  die Strömungslänge in der Halde etwa 0,9 m in 12 Stunden und 156 m in 3 Monaten. In den Wintermonaten kann daher eine Durchströmung der Halde nicht generell ausgeschlossen werden. Das hat zur Folge, dass im Allgemeinen am Haldenplateau auch mit höheren Rn-222-Freisetzungen zu rechnen ist als aus dem unteren Haldenbereich, da der Zeitraum, in dem die Konvektion in Richtung Haldenplateau verläuft, grob geschätzt

etwa dreimal größer sein kann (gesamter Winter und Nächte im Sommer) als für Konvektionen zum Haldenfuß.

## **Bisher erschienene BfS-SW-Berichte**

(vorher BfS-AR-, BfS-IAR-, BfS-ST- und BfS-AS-Berichte)

### **BfS-IAR-1/90**

*Zähringer, M.; Bieringer, P.; Kromer, B.; Sartorius, H.; Weiss, W.*  
Entwicklung, Erprobung und Einsatz von Schnellmeßmethoden zur nuklidspezifischen Bestimmung atmosphärischer Kontaminationen.  
Freiburg, August 1990

### **BfS-IAR-2/97**

*Zähringer, M.; Sempau, J.*  
Calibration Factors for Dose Rate Probes in Environmental Monitoring Networks Obtained from Monte-Carlo-Simulations  
Freiburg, Februar 1997

### **BfS-IAR-3/98**

*Weiss, W.; Kelly, G.N.; French, S.*  
Decision Support for Emergency Response - How Best Can it be Improved?  
Proceedings of a BfS/EC Workshop Freiburg, Germany, December 8-10, 1997.  
Freiburg, September 1998

### **BfS-AR-1/01**

*Bieringer, J. u. P.*  
Abschlussbericht. In-situ Übung 2000. 16. und 17. Mai 2000.  
Länder / BfS in Augsburg und die DWD-Stationen.  
Freiburg, März 2001

### **BfS-ST-1/92**

Die Auswirkungen des Unfalls im sowjetischen Kernkraftwerk Tschernobyl auf das Territorium der ehemaligen DDR im Jahre 1989.  
Berlin, August 1992

### **BfS-ST-2/92**

Umweltradioaktivität in den ostdeutschen Ländern.  
Jahresbericht 1990.  
Berlin, September 1992

### **BfS-ST-3/92**

2. Biophysikalische Arbeitstagung. Schlema, 11. bis 13. September 1991.  
Berlin, November 1992

### **BfS-ST-4/93**

*Teil 1: M. Beyermann, B. Höfs, Teil 2: I. Gans, M. Beyermann, M. Lönnig*  
Teil 1: Radonmessungen in Gebäuden mit Aktivkohledetektoren und Flüssigszintillations-Spektrometrie Teil 2: Verfahren zur Schnellbestimmung der Aktivitätskonzentration von Radon-222 in der Luft von Gebäuden - Screeningmessung 1993  
Berlin, Juli 1993

### **BfS-ST-5/93**

*Sarenio, O.; Will, W.*  
Qualitätssicherung der Dosisleistungsmessungen im Grundpegelbereich.  
Berlin, September 1993

### **BfS-ST-6/95**

*Schmidt, V.; Feddersen, Ch.; Ullmann, W.*  
Untersuchungen zur Aussagefähigkeit von passiven Meßsystemen zur Bestimmung der Strahlenexposition durch Radon und kurzlebige Radonfolgeprodukte.  
Berlin, Juni 1995

## **Bisher erschienene BfS-SW-Berichte**

(vorher BfS-AR-, BfS-IAR-, BfS-ST- und BfS-AS-Berichte)

### **BfS-IAR-1/90**

*Zähringer, M.; Bieringer, P.; Kromer, B.; Sartorius, H.; Weiss, W.*  
Entwicklung, Erprobung und Einsatz von Schnellmeßmethoden zur nuklidspezifischen Bestimmung atmosphärischer Kontaminationen.  
Freiburg, August 1990

### **BfS-IAR-2/97**

*Zähringer, M.; Sempau, J.*  
Calibration Factors for Dose Rate Probes in Environmental Monitoring Networks Obtained from Monte-Carlo-Simulations  
Freiburg, Februar 1997

### **BfS-IAR-3/98**

*Weiss, W.; Kelly, G.N.; French, S.*  
Decision Support for Emergency Response - How Best Can it be Improved?  
Proceedings of a BfS/EC Workshop Freiburg, Germany, December 8-10, 1997.  
Freiburg, September 1998

### **BfS-AR-1/01**

*Bieringer, J. u. P.*  
Abschlussbericht. In-situ Übung 2000. 16. und 17. Mai 2000.  
Länder / BfS in Augsburg und die DWD-Stationen.  
Freiburg, März 2001

### **BfS-ST-1/92**

Die Auswirkungen des Unfalls im sowjetischen Kernkraftwerk Tschernobyl auf das Territorium der ehemaligen DDR im Jahre 1989.  
Berlin, August 1992

### **BfS-ST-2/92**

Umweltradioaktivität in den ostdeutschen Ländern.  
Jahresbericht 1990.  
Berlin, September 1992

### **BfS-ST-3/92**

2. Biophysikalische Arbeitstagung. Schlema, 11. bis 13. September 1991.  
Berlin, November 1992

### **BfS-ST-4/93**

*Teil 1: M. Beyermann, B. Höfs, Teil 2: I. Gans, M. Beyermann, M. Lönnig*  
Teil 1: Radonmessungen in Gebäuden mit Aktivkohledetektoren und Flüssigszintillations-Spektrometrie Teil 2: Verfahren zur Schnellbestimmung der Aktivitätskonzentration von Radon-222 in der Luft von Gebäuden - Screeningmessung 1993  
Berlin, Juli 1993

### **BfS-ST-5/93**

*Sarenio, O.; Will, W.*  
Qualitätssicherung der Dosisleistungsmessungen im Grundpegelbereich.  
Berlin, September 1993

### **BfS-ST-6/95**

*Schmidt, V.; Feddersen, Ch.; Ullmann, W.*  
Untersuchungen zur Aussagefähigkeit von passiven Meßsystemen zur Bestimmung der Strahlenexposition durch Radon und kurzlebige Radonfolgeprodukte.  
Berlin, Juni 1995

## **Bisher erschienene BfS-SW-Berichte**

**(vorher BfS-AR-, BfS-IAR-, BfS-ST- und BfS-AS-Berichte)**

### **BfS-ST-7/95**

*Bünger, T.; Obrikat, D.; Rühle, H.; Viertel, H.*

Materialienband 1993 zur Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Reststoffen und Abfällen.

Ergänzung zum Jahresbericht 1993 des BMU "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung."

Berlin, August 1995

### **BfS-ST-8/96**

*Kraus, W.*

Strahlenexposition und Strahlenschutzdosimetrie

Berlin, April 1996

### **BfS-ST-9/96**

Umweltradioaktivität im Ostthüringer Bergbauegebiet.

Berlin, Juli 1996

### **BfS-ST-10/96**

*Hamel, P.; Lehmann, R.; Kube, G.; Couball, B.; Leißring, B.*

Modellhafte Sanierung radonbelasteter Wohnungen in Schneeberg.

Berlin, Oktober 1996

### **BfS-ST-11/97**

*Beyermann, M.; Naumann, M.; Sarenio, O.; Schkade U.-K.; Will, W.*

Erfahrungen zur Qualitätsüberwachung bei der Ermittlung der Umweltradioaktivität im Rahmen der Meßprogramme zum Projekt "Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten (Altlastenkaster)".

Berlin, Februar 1997

### **BfS-ST-12/97**

*Bünger, T.; Obrikat, D.; Rühle, H.; Viertel, H.*

Materialienband 1994 zur Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Reststoffen und Abfällen. Ergänzung zum Jahresbericht 1994 des BMU "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung".

Berlin, Februar 1997

### **BfS-ST-13/97**

*Will, W.; Borsdorf, K.-H.; Mielcarek, J.; Malinowski, D.; Sarenio, O.*

Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in den östlichen Bundesländern

Deutschlands. Berlin, August 1997

### **BfS-ST-14/97**

*Will, W.; Borsdorf, K.-H.*

Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in Deutschland.

*Lehmann, R.; Kemski, J.; Siehl, A.*

Radonkonzentration in Wohngebäuden der Bundesrepublik Deutschland.

Berlin, November 1997

### **BfS-ST-15/98**

*Bünger, T.; Obrikat, D.; Rühle, H.; Viertel, H.*

Materialienband 1995 zur Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Klärschlamm, Reststoffen und Abfällen.

Ergänzung zum Jahresbericht 1995 des BMU "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung".

Berlin, März 1998

## **Bisher erschienene BfS-SW-Berichte**

**(vorher BfS-AR-, BfS-IAR-, BfS-ST- und BfS-AS-Berichte)**

### **BfS-ST-16/99**

*Bünger, T.; Obrikat, D.; Rühle, H.; Viertel, H.*

Materialienband 1996 zur Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Klärschlamm, Reststoffen und Abfällen.

Ergänzung zum Jahresbericht 1996 des BMU "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung".

Berlin, März 1999

### **BfS-AS-1/00**

*Bünger, T.; Obrikat, D.; Rühle, H.; Viertel, H.*

Materialienband 1997 zur Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Klärschlamm, Reststoffen und Abfällen.

Ergänzung zum Jahresbericht 1997 des BMU "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung".

Berlin, Februar 2000

### **BfS-AS-2/00**

*Jun, J.-S.<sup>1)</sup>; Guggenberger, R.; Dalheimer, A.*

<sup>1)</sup> *Department of Physics, Chungnam National University, Taejon 305-764, Korea*

A Comparative Study on the CL Dosimetric Characteristics of German and Korean Sugar and Sorbite.

Berlin, Oktober 2000

## **Ab 1. Februar 2003 SW**

### **BfS-SW-01/03**

*Will, W.; Mielcarek, J.; Schkade, U.-K.*

Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in ausgewählten Regionen Deutschlands.

Salzgitter, Juni 2003

### **BfS-SW-02/03**

*Bittner, S.; Braun, H.; H.-W. Dusemund, H.-W.;*

*Gregor, J.; Raguse, R.; Voß, W.*

Einsatz des Entscheidungshilfesystems RODOS in Deutschland

Salzgitter, Juli 2003

### **BfS-SW-03/06**

*Beck, Thomas; Ettenhuber, E.*

Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten

Leitfaden für die Umsetzung der Regelung nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV

Salzgitter, März 2006

### **BfS-SW-04/09**

urn:nbn:de:0221-2009042344

*Beck, Thomas*

Spezielle Anforderungen an Geräte zur Bestimmung der Strahlenexposition durch Radon- und

Radonzerfallsprodukte

Salzgitter, April 2009

### **BfS-SW-05/09**

urn:nbn:de:0221-2009120417

*Dushe, C.; Gehrcke, K.; Kümmel, M.; Müller, S.*

Ergebnisse der Radonmessungen in der bodennahen Luft der Bergbauggebiete

Salzgitter, Dezember 2009

### **BfS-SW-06/09**

urn:nbn:de:0221-20100319945

*Beyermann, M.; Bünger, T.; Gehrcke, K.; Obrikat, D.*

Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland

Salzgitter, Dezember 2009

## **Bisher erschienene BfS-SW-Berichte**

**(vorher BfS-AR-, BfS-IAR-, BfS-ST- und BfS-AS-Berichte)**

### **BfS-SW-07/10**

urn:nbn:de:0221-20100329966

Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau)  
Salzgitter, März 2010

### **BfS-SW-08/10**

urn:nbn:de:0221-201008113016

*Beck, T.; Buchröder, H.; Döring, J.; Foerster, E.; Schmidt, V.*

Messgeräte zur Bestimmung der Radon-Aktivitätskonzentration oder der Radonexposition – Vergleichsprüfung 2010  
Instruments to Measure Radon Activity Concentration or Exposure to Radon – Interlaboratory Comparison 2010  
Salzgitter, November 2010

### **BfS-SW-09/11**

urn:nbn:de:0221-201109056212

Calculation Guide Mining

Calculation Guide for the Determination of Radiation Exposure due to Environmental Radioactivity Resulting from Mining  
Department Radiation Protection and Environment  
Salzgitter, September 2011

### **BfS-SW-10/11**

urn:nbn:de:0221-201109216413

*Foerster, E.; Beck, T.; Buchröder, H.; Döring, J.; Schmidt, V.*

Messgeräte zur Bestimmung der Radon-Aktivitätskonzentration oder der Radonexposition – Vergleichsprüfung 2011  
Instruments to Measure Radon Activity Concentration or Exposure to Radon – Interlaboratory Comparison 2011  
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt  
Salzgitter, Oktober 2011

### **BfS-SW-11/12**

urn:nbn:de:0221-201204128010

*Gering, F.; Gerich, B.; Wirth, E.; Kirchner, G.*

Analyse der Vorkehrungen für den anlagenexternen Notfallschutz für deutsche Kernkraftwerke basierend auf den Erfahrungen aus dem Unfall in Fukushima  
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt  
Salzgitter, April 2012

### **BfS-SW-12/12**

urn:nbn:de:0221-201204168021

*Kümmel, M.*

Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität mit den Berechnungsgrundlagen-Bergbau  
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt  
Salzgitter, April 2012

# | Verantwortung für Mensch und Umwelt |

**Kontakt:**

Bundesamt für Strahlenschutz

Postfach 10 01 49

38201 Salzgitter

Telefon: + 49 03018 333-0

Telefax: + 49 03018 333-1885

Internet: [www.bfs.de](http://www.bfs.de)

E-Mail: [ePost@bfs.de](mailto:ePost@bfs.de)

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.



Bundesamt für Strahlenschutz