



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und Reaktorsicherheit

Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs (Bericht II)

BMU - 2007 - 697



BMU – 2007-697

**„Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur
radiologischen Untersuchung und Bewertung
bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des
Anwendungsbereichs –Teil B: Erweiterung des
Anwendungsbereichs auf NORM-Rückstände“**

Bietergemeinschaft
(GbR) Hydrogeologie GmbH
IAF Radioökologie GmbH und GRS mbH
Postfach 10 03 64
99723 Nordhausen

IMPRESSUM

Dieser Band enthält einen Abschlussbericht über ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) gefördertes Vorhaben. Verantwortlich für den Inhalt sind allein die Autoren. Das BMU übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie die Beachtung privater Rechte Dritter. Der Eigentümer behält sich alle Rechte an der weiteren Nutzung oder Vervielfältigung des Berichts vor.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der des BMU übereinstimmen.

Herausgeber:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Referat RS I 2

Postfach 12 06 29

53048 Bonn

ISSN 1612-6386

Erscheinungsjahr: 2007

Auftraggeber:

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
vertreten durch das
Bundesamt für Strahlenschutz

- **HGN Hydrogeologie GmbH**
Niederlassung Magdeburg
Lübecker Straße 53 - 63
D-39124 Magdeburg
Tel.: 0391 - 24 47 28-0
Fax: 0391 - 24 47 28-9
E-Mail: magdeburg@hgn-online.de
Internet: www.hgn-online.de
- **IAF - Radioökologie GmbH**
Karpatenstraße 20
D-01326 Dresden
Tel.: 0351 - 26 33 0-0
Fax: 0391 - 26 33 0-22
E-Mail: schulz@iaf-dresden.de
Internet: www.iaf-dresden.de

Abschlussbericht zum Vorhaben StSch 4416

Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs

Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereichs auf NORM-Rückstände

Bericht II: Untersuchung von Modellgebieten

(StSch 4416 Leitfaden NORM-Rückstände, Teil B, Komm.-Nr. 5.18.001.3.1)

Magdeburg

HGN Hydrogeologie GmbH

den 02.11.2006

Dresden

IAF Radioökologie GmbH

Dr. Rainer Gellermann
Projektleiter

Dr. Hartmut Schulz
Projektverantwortlicher IAF

Dieser Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) übereinstimmen.

Abschlussbericht zum Vorhaben StSch 4416

Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs

Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereichs auf NORM-Rückstände

Bericht II: Untersuchung von Modellgebieten

Projektverantwortlicher: Dr. Rainer Gellermann (HGN Hydrogeologie GmbH)

Bearbeitungsteam: Dr. Hartmut Schulz (IAF - Radioökologie GmbH)
Astrid Schellenberger (IAF - Radioökologie GmbH)
Kristin Nickstadt (HGN Hydrogeologie GmbH)
Alexandra Müller (HGN Hydrogeologie GmbH)

Text: 163 Seiten

Anlagen: 6 + 1 Anhang

Verteiler: 6x BfS
1x HGN Hydrogeologie GmbH
1x IAF - Radioökologie GmbH

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	13
2	Auswahl der Modellgebiete	14
3	Modellgebiet Oranienburg	15
3.1	Naturräumliche Standortbedingungen	15
3.1.1	Geographie	15
3.1.2	Geologie, Hydrogeologie	15
3.1.3	Klima	16
3.2	Kontaminationsrelevante Standortbedingungen	16
3.2.1	Vorbemerkung	16
3.2.2	Nutzungshistorie	18
3.2.3	Aktuelle Nutzungsverhältnisse	18
3.2.4	Art und Verteilung der radiologischen Kontaminationen	19
3.3	Bisherige radiologische Untersuchungen	21
3.3.1	Untersuchungen Busbahnhof	21
3.3.2	Untersuchte Standorte im Rahmen der Prüfwertermittlung	24
3.3.3	Untersuchungen Gebiet Lindenring	25
3.4	Ausgewählte Untersuchungsflächen im Modellgebiet	27
3.4.1	Verdachtsfläche „Goetschke“	27
3.4.2	Verdachtsfläche „Klärwerk (Teilfläche 5)“	29
3.5	Ausgeführte Feldarbeiten	29
3.5.1	Boden	29
3.5.2	Grundwasser	33
3.6	Analytik	33
3.7	Ergebnisse	34
3.7.1	Boden	34
3.7.2	Grundwasser	34
3.8	Auswertung der Ergebnisse	35
3.8.1	Boden	35
3.8.2	Grundwasser	43
3.9	Ableitung von standorttypischen Daten	46
4	Modellgebiet Rheinberger Altrhein	48
4.1	Naturräumliche Standortbedingungen	48
4.1.1	Geographie	48
4.1.2	Geologie / Hydrogeologie	48
4.1.3	Klima	50
4.2	Kontaminationsrelevante Standortbedingungen	50
4.2.1	Vorbemerkung	50
4.2.2	Nutzungshistorie	50
4.2.3	Aktuelle Nutzungsverhältnisse	51
4.2.4	Art und Verteilung der Kontaminationen	52
4.3	Bisherige radiologische Untersuchungen	52
4.4	Ergänzende Probenahmen dieser Studie	59
4.5	Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen dieser Studie	59
4.6	Auswertung der Ergebnisse	61
4.6.1	Oberflächenwasser	61

4.6.2	Grundwasser.....	61
4.6.3	Boden.....	62
4.6.4	Gewässersedimente	67
4.6.5	Radon-Exhalation	68
4.7	Ableitung von standortbezogenen Modelldaten	68
5	Prüfung von spezifischen Expositionsszenarien und Expositionspfaden	71
5.1	Grundlagen.....	71
5.1.1	Rechtliche Grundlagen	71
5.1.2	Begriffliche Abgrenzung „realistische Ermittlung der Strahlenexposition“	71
5.1.3	Berechnungsgrundlage Bergbau	73
5.1.4	BfS - Leitfaden zur Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten	76
5.2	Diskussion der Standortbedingungen und Szenarien für die Beispielgebiete	77
5.2.1	Szenarien und Pfade	77
5.2.2	Einwirkstellen und Personengruppen	81
5.2.3	Beurteilung zukünftiger Situationen	84
5.2.3.1	Methodische Vorbemerkungen.....	84
5.2.3.2	Oranienburg, Nutzungsaspekte.....	85
5.2.3.3	Langzeitprognose Oranienburg.....	87
5.2.3.4	Rheinberger Altrhein.....	91
5.3	Schlussfolgerungen	101
6	Expositionsparameter für spezifische Standortbedingungen	103
6.1	Expositionszeit.....	103
6.2	Bodendichten, Bodenfeuchte	107
6.3	Parameter zu Ermittlung der äußeren Strahlenexposition (Direktstrahlung)	109
6.3.1	Berechnungsgrundlagen Bergbau	109
6.3.2	Literaturdaten	110
6.3.3	Festlegung von repräsentativen Werten für den derzeitigen Zustand.....	111
6.3.4	Abschätzung der zeitlichen Veränderung der Bodenstrahlung (Modellgebiet Rheinberger Altrhein).....	112
6.3.5	Hintergrundstrahlung (Direktstrahlung, Bodenstrahlung)	114
6.3.6	Schlussfolgerungen	115
6.4	Parameter zur Ermittlung der Inhalationsdosis	116
6.4.1	Spezifische Aktivität	116
6.4.2	Aufkonzentrierungsfaktor	117
6.4.3	Ermittlung der spezifischen Aktivität für die Modellgebiete	117
6.4.4	Schlussfolgerungen	118
6.5	Parameter zur Ermittlung der Exposition durch Direktingestion.....	119
6.5.1	Spezifische Aktivität	119
6.5.2	Boden-Aufnahmerate.....	120
6.5.3	Aufkonzentrierungsfaktor	122
6.5.4	Dosiskoeffizienten.....	122
6.5.5	Schlussfolgerungen	124
6.6	Parameter zur Ermittlung der Exposition durch Ingestion lokal angebaute Nahrungsmittel.....	124
6.6.1	Berechnungsmodell der BglBb	124
6.6.2	Spezifische Aktivitäten	125
6.6.3	Relevanz von Nahrungsmitteln	129
6.6.4	Transferfaktoren.....	132
6.6.5	Effektive Jahresdosis durch Verzehr von lokal angebauten Nahrungsmitteln	134

6.6.6	Schlussfolgerungen	136
6.7	Ermittlung von Grundwasser-Kontaminationen.....	137
6.7.1	Leitfadenelement Grundwasser	137
6.7.2	Relevanzkriterien, Ausschlusskriterien nach Leitfadenelement „Grundwasser“	137
6.7.3	Sickerwasserprognose: Quellterm	140
6.7.4	Schlussfolgerungen	146
6.8	Ermittlung der zusätzlichen Exposition, Hintergrundwerte	147
6.8.1	Grundlagen	147
6.8.2	Werte nach BglBb	148
6.8.3	Datenanalyse für die Modellgebiete	150
6.8.4	Schlussfolgerungen	154
7	Zusammenfassung	155
8	Empfehlungen	157
9	Literatur	159

Anhang

Anhang C Transportmodell für die Radonmigration

Anlagenverzeichnis

Anlage 1 Übersichtskarte Deutschland mit Lage der Untersuchungsgebiete

Anlage 2 Probenahmeprotokolle Oranienburg

Anlage 2.1 Probenahmeprotokolle Boden

Anlage 2.2 Probenahmeprotokolle Grundwasser

Anlage 3 Probenahmeprotokolle Rheinberger Altrhein

Anlage 3.1 Protokolle über die Entnahme von Bodenproben

Anlage 4 Bohrprofile und Schichtenverzeichnisse Oranienburg

Anlage 4.1 Bohrprofile

Anlage 4.2 Schichtenverzeichnisse

Anlage 5 Prüfberichte Oranienburg

Anlage 5.1 Prüfbericht Boden

Anlage 5.2 Prüfberichte Grundwasser

Anlage 6 Prüfberichte Rheinberger Altrhein

Anlage 6.1 Prüfbericht Boden

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1:	Oranienburg - Übersicht des Modellgebietes Oranienburg	17
Abbildung 3-2:	Oranienburg - Ergebnisse Aerogammaspektrometrie im Stadtgebiet 1997 (Quelle: BFS)	20
Abbildung 3-3:	Oranienburg - ODL – Messungen in $\mu\text{Sv/h}$ (2m-Raster) auf der Fläche „Goetschke“ aus dem Jahr 1995 (Quelle: Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Referat 25 - Strahlenschutz).....	28
Abbildung 3-4:	Oranienburg - ODL-Messungen in $\mu\text{Sv/h}$ (Messungen 1995; 6m Raster) und Rammkernsondierungen auf der Fläche „Goetschke“ (Quelle: Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Referat 25 - Strahlenschutz)	30
Abbildung 3-5:	Oranienburg - ODL-Messungen (Altuntersuchung, 2 m Raster) und Rammkernsondierungen auf der Fläche „Klärwerk (Teilfläche 5)“ (Quelle: Stadt Oranienburg, Stadtplanungsamt).....	31
Abbildung 3-6:	Oranienburg – Histogramm der Bodenanalysen.....	35
Abbildung 3-7:	Oranienburg – Nuklidvektor von Rohstoffen	37
Abbildung 3-8:	Oranienburg – Nuklidvektor von Aufbereitungsrückständen der Thoriumproduktion	38
Abbildung 3-9:	Oranienburg – Nuklidvektor von Thoriumprodukten	38
Abbildung 3-10:	Oranienburg – Nuklidvektor von Aufbereitungsrückständen der Uranproduktion	38
Abbildung 3-11:	Oranienburg – Nuklidvektor von Urankonzentraten.....	39
Abbildung 3-12:	Oranienburg – Nuklidvektoren der Untersuchung /HGN 01b/	39
Abbildung 3-13:	Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Aktivitätsverhältnisse Ra-228/Th-228 in Abhängigkeit vom Thoriumgehalt	40
Abbildung 3-14:	Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Aktivitätsverhältnisse Ra-226/U-238 in Abhängigkeit vom Urangehalt.....	41
Abbildung 3-15:	Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Aktivitätsverhältnisse Pb-210/Ra-226 in Abhängigkeit vom Urangehalt.....	41
Abbildung 3-16:	Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Th-U-Diagramme.....	41
Abbildung 3-17:	Oranienburg - Aktivitätskonzentrationen Grundwasser	44
Abbildung 3-18:	Oranienburg - Histogramm von Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser im Stadtgebiet Oranienburg	45
Abbildung 3-19:	Oranienburg - Ra-224/Ra-228 Aktivitätsverhältnisse im Grundwasser des Gebietes.....	46
Abbildung 4-1:	Rheinberg - Karte des Gewässersystems Fossa Eugeniana mit Probenahmestellen Wasser	49
Abbildung 4-2:	Rheinberg - Übersichtskarte mit Probenahmestellen der Gewässersedimente und Bodenmischproben	55
Abbildung 4-3:	Rheinberg - Ergebnisse Radonexhalation von Böden im Altrheingebiet /HGN 06/.....	58
Abbildung 4-4:	Rheinberg - Zusammenhang zwischen gemessenem ^{226}Ra im Oberboden und der ODL der Probenahmeflächen	64
Abbildung 4-5:	Rheinberg - Tiefenprofile für Ra-226 am Altrhein (links) und Jennekes Gatt (rechts).....	65
Abbildung 4-6:	Rheinberg - Tiefenabhängigkeit der Bodenkontamination dargestellt anhand der Verhältnisse $a(0-10\text{cm}) / a(0-20\text{cm})$ in Mischproben des Altrheingebietes mit Ra-226 (0-20 cm) > 500 Bq/kg	66

Abbildung 4-7:	Rheinberg - Tiefenverteilungen Pb-210/Ra-226 und Cs-137 in Bodenprofilen	66
Abbildung 4-8:	Rheinberg - Pb-210ex/Ra-226ex gegen Ra-228ex/Ra-226ex Plot der Messergebnisse aus Bodenprofilen und Sedimenten	67
Abbildung 5-1:	Schematische Darstellung der Expositionsszenarien und Expositionspfade nach den Berechnungsgrundlagen – Bergbau. Nach Michel 2005 /R. Michel: Zuarbeit zu /HGN 06/, leicht geändert)	75
Abbildung 5-2	Veränderung der ODL bei Zunahme des Abstandes vom Ufer (Gebiet Altrhein).....	83
Abbildung 5-3:	Abhängigkeit der mittleren ODL von der Flächengröße	84
Abbildung 5-4:	Langzeitentwicklung der Dosisfaktoren für Bodenkontaminationen vom Typ „U-Produkt“ und „Th-Produkt“	88
Abbildung 5-5:	Langzeitentwicklung der Dosisfaktoren für Bodenkontaminationen vom Typ „Aufbereitungsrückstände U-Produktion“ und „Aufbereitungsrückstände Th-Produktion“	89
Abbildung 5-6:	Schematische Darstellung der Veränderung der spezifischen Aktivität von Ra-226, Ra-228 und Pb-210 in Böden des Überschwemmungsgebietes am Rheinberger Altrhein für die Fälle 1 und 2 nach Tabelle 5-6.	92
Abbildung 5-7:	Modellkurven für Aktivitätsverhältnisse (AR) und Tiefenverhältnisse (AR(10)/AR(20)) sowie zugehörige Mittelwerte aus Messdaten (●—●). Erläuterungen s. Text.	97
Abbildung 5-8:	Berechnete Abhängigkeiten tiefengemittelter spezifischer Aktivitäten von Ra-226, Ra-228 und Pb-210 von der Mächtigkeit der kontaminierten Schicht („Kontaminationstiefe“ M_S). Zugehörige Mittelwerte aus Messdaten (●—●). Modellparameter s. Text	98
Abbildung 5-9:	Berechnete Abhängigkeiten tiefengemittelter Aktivitätsverhältnisse (AR) von der Mächtigkeit der kontaminierten Schicht (M_S). Modellparameter s. Text	98
Abbildung 6-1:	Berechnung von ODL-Werten aus spezifischen Aktivitäten im Boden. Erläuterungen s. Text.....	113
Abbildung 6-2:	Anteile der Zerfallsreihen und von K-40 an der gemessenen ODL im Untersuchungsgebiet Rheinberger Altrhein	113
Abbildung 6-3:	Medianwerte der Transferfaktoren Boden – Grundwasser nach Tabelle 6-32.....	144

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Oranienburg – Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenmischproben in Bq/kg aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/.....	21
Tabelle 3-2:	Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenmischproben in Bq/kg aus dem Jahr 2001 /HGN 01a/.....	21
Tabelle 3-3:	Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/.....	22
Tabelle 3-4:	Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2001 /HGN 01a/	22
Tabelle 3-5:	Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Eluate in mBq/l aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/	23
Tabelle 3-6:	Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Wasserproben in mBq/l aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/.....	23
Tabelle 3-7:	Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Wasserproben in mBq/l aus dem Jahr 2001 /HGN 01a/.....	23
Tabelle 3-8:	Oranienburg - Altuntersuchungen Prüfwertermittlung - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2001 /HGN 01b/	24
Tabelle 3-9:	Oranienburg – Altuntersuchungen Prüfwertermittlung - Ergebnisse Radionuklidanalytik Eluat in mBq/l aus dem Jahr 2001 /HGN 01b/.....	25
Tabelle 3-10:	Oranienburg - Altuntersuchungen Kindergarten - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenmischproben in Bq/kg aus dem Jahr 2002 /HGN 02a/.....	26
Tabelle 3-11:	Oranienburg - Altuntersuchungen Kindergarten - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2002 /HGN 02a/	26
Tabelle 3-12:	Oranienburg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Grundwasser /HGN 02a/ und Havelwasser in mBq/l /FUG 97/.....	27
Tabelle 3-13:	Oranienburg - Entnommene Proben Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Spezifische Nettozählrate der Bodenproben in Abhängigkeit von der Entnahmetiefe	32
Tabelle 3-14:	Oranienburg - Probenumfang Grundwasser.....	33
Tabelle 3-15:	Oranienburg - Untersuchungen Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben (Feststoff) in Bq/kg.....	34
Tabelle 3-16:	Oranienburg - Untersuchungen Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben (Eluat) in mBq/l	34
Tabelle 3-17:	Oranienburg - Untersuchungen Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Ergebnisse Radionuklidanalytik Grundwasserproben in mBq/l.....	34
Tabelle 3-18:	Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Normierte Nuklidanteile	40
Tabelle 4-1:	Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg /HGN 06/	54
Tabelle 4-2:	Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenwasser, unfiltriert in Bq/l /HGN 06/	56
Tabelle 4-3:	Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Monitoringbeprobung Oberflächenwasser, unfiltriert in Bq/l /HGN 06/	56
Tabelle 4-4:	Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Grundwasser in Bq/l /HGN 06/	57
Tabelle 4-5:	Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Gewässersedimente in Bq/kg /HGN 06/	57

Tabelle 4-6:	Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Biomaterial in Bq/kg bezogen auf Originalmasse /HGN 06/	57
Tabelle 4-7:	Rheinberg - Ergebnisse Eluierbarkeit von Ra-226 /HGN 06/	58
Tabelle 4-8:	Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenprofile in Bq/kg.....	59
Tabelle 4-9:	Rheinberg - Ergebnisse Dichtebestimmung Bodenproben.....	60
Tabelle 4-10:	Rheinberg - Statistische Kennzahlen der ODL Messungen *) in 1 m Höhe über den Boden-Probenahmeflächen in nSv/h	63
Tabelle 4-11:	Rheinberg - Massenbezogene Aktivitäten von Bodenproben in Bq kg ⁻¹ und ODL* in nSv h ⁻¹ ausgewählter Flächen am Altrhein. Fett: Werte für die Expositionsmodellierung	69
Tabelle 5-1:	Relevanz der Expositionspfade zum Szenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ gemäß BglBb.....	75
Tabelle 5-2:	Expositionspfade durch den Verzehr kontaminierten Wassers	76
Tabelle 5-3:	Relevanz der in den Berechnungsgrundlagen – Bergbau berücksichtigten Expositionsszenarien und –pfade in den Modellgebieten.....	80
Tabelle 5-4:	Ergebnisse einer Pufferung von ODL-Daten (Gebiet Altrhein).....	83
Tabelle 5-5:	Transferfaktoren für den Übergang Boden – Grundwasser. Werte nach /HGN 01b/	90
Tabelle 5-6:	Grundfälle der Veränderung von spezifischer Aktivität im Boden des Gebietes Rheinberger Altrhein	92
Tabelle 5-7:	Aus Messergebnissen abgeleitete Kennwerte für Modellanwendungen	97
Tabelle 6-1:	Berechnungsgrundlagen Bergbau - Jährliche Expositionszeit t _{Exp} für verschiedene Expositionsorte s und Referenzpersonen j	103
Tabelle 6-2:	Durchschnittliche Aufenthaltszeiten in Innenräumen und im Freien in h/d nach /STA 95/	104
Tabelle 6-3:	Durchschnittliche Aufenthaltszeiten und Aufenthaltsorte im Freien von 3-6 jährigen Kindern an Werktagen nach /STA 95/	104
Tabelle 6-4:	Aufenthaltszeiten für Expositionsannahmen in der BBodSchV /UBA 99/.....	105
Tabelle 6-5:	Bodenabhängige Trockenrohdichten und Feldkapazitäten /SCH 98/.....	107
Tabelle 6-6:	Einstufung der Trockenrohdichten nach /BGR 05/ in g/cm ³	107
Tabelle 6-7:	Umrechnungsfaktor von Photonen-Äquivalentdosis in effektive Dosis nach BglBb	109
Tabelle 6-8:	Faktor zur Berücksichtigung der Abschirmung am Expositionsort s nach BglBb	109
Tabelle 6-9:	Dosisleistungskoeffizienten Γ für Gamma-Bodenstrahlung.....	114
Tabelle 6-10:	Inhalationsdosen für die untersuchten Modellgebiete (ohne Hintergrundabzug)	118
Tabelle 6-11:	Ingestionsdosen (Direktingestion) für das Gebiet Rheinberg (ohne Hintergrundabzug)	120
Tabelle 6-12:	Boden-Aufnahmerate U _{Bo,j} der Referenzperson j	120
Tabelle 6-13:	Bodeningestionsraten nach /STA 95/ und Werte zur Ermittlung von Prüfwerten nach BBodSchV /BAC 99/	121
Tabelle 6-14:	Mittelwerte der Bodeningestionsraten in verschiedenen Altersgruppen nach /BMU 2004/	121
Tabelle 6-15:	Vergleich der Ingestionsdosis von Bodenaufnahmen bei Benutzung der Dosiskoeffizienten von Po-210 gemäß BglBb und StrISchV	123

Tabelle 6-16:	Transferpfade und Messgrößen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Verzehr von lokal angebauten Nahrungsmitteln.....	126
Tabelle 6-17:	Vergleich Ingestionsdosen berechnet auf der Grundlage unterschiedlicher Messgrößen	127
Tabelle 6-18:	Vergleich Ingestionsdosen berechnet auf der Grundlage unterschiedlicher Messgrößen mit veränderter Ra-228-Konzentration im Wasser	127
Tabelle 6-19:	Aktivitätsverhältnisse natürlicher Radionuklide in Nahrungsmitteln. Datenbasis /UNS 00/	129
Tabelle 6-20:	Jahresverbrauch $U_{n,j}$ der Referenzperson j für verschiedene Lebensmittel nach BglBb.....	129
Tabelle 6-21:	Jahresverbrauch $U_{n,j}$ der Referenzperson j für verschiedene Lebensmittel nach StrISchV	130
Tabelle 6-22:	Jahresverbrauch für Gemüse und Obst eines Kleingärtners nach /LUA 98/.....	130
Tabelle 6-23:	Transferfaktoren $T_{n,r}$ für Weidegras und Lebensmittel sowie Konzentrationsfaktoren $T_{Fi,r}$ für Fischfleisch für das Radionuklid r	132
Tabelle 6-24:	Konversions- und Transferfaktoren für Uran, Radium, Thorium und Blei nach /STA 03/	132
Tabelle 6-25:	Ermittlung von Transferfaktoren für Weidegras	133
Tabelle 6-26:	Ermittlung von nuklidspezifischen Konzentrationsfaktoren für Fischfleisch	133
Tabelle 6-27:	Einfluss der Beregnung auf die Ingestionsdosis ^{a)} durch Nahrungsmittel - Oranienburg	134
Tabelle 6-28:	Modellierung der Ingestion lokal erzeugter Nahrungsmittel im Gebiet Rheinberger Altrhein	135
Tabelle 6-29:	Einfluss der Beregnung auf die Ingestionsdosis ^{a)} durch Nahrungsmittel - Rheinberg	135
Tabelle 6-30:	Konversionsfaktoren für die Abschätzung der Ingestionsdosis durch kontaminiertes Wasser für die Altersgruppe < 1 a	139
Tabelle 6-31:	Prüfung der Modellgebiete auf Einhaltung des Ausschlusskriteriums nach /GRS 05b/ für das Grundwasser.....	139
Tabelle 6-32:	Aus Laboruntersuchungen ermittelte Transferfaktoren Boden - Grundwasser in g/m ³ für thoriumkontaminierte Böden /HGN 97/, /HGN 01b/ und Ergebnisse dieser Arbeit	144
Tabelle 6-33:	Aus Verteilungskoeffizienten k_d formal berechnete Transferfaktoren.....	145
Tabelle 6-34:	Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivitäten $C_{Bo,r}^U$, $C_{Bo(0,02),r}^U$ und $C_{Bo(0,5),r}^U$ des Radionuklides r in der oberen Bodenschicht, Bodenkontaminationsraten B_r^U durch trockene Staubablagerung und Aktivitätskonzentrationen in der Außenluft nach BglBb	148
Tabelle 6-35:	Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität bzw. -Aktivitätskonzentration $C_{n,r}^U$ des Radionuklids r im Lebensmittel n nach BglBb	149
Tabelle 6-36:	Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität $C_{Wd,r}^U$ des Radionuklides r im Weidegras nach BglBb.....	149
Tabelle 6-37:	Allgemeine Werte der natürlichen Untergrund - Aktivitätskonzentration $C_{n,r}^U$ des Radionuklids r im Oberflächenwasser (n = OGew), im Beregnungswasser (n = Ber) und im Viehtränkewasser (n = Tränke) nach BglBb	149

Tabelle 6-38:	Geogene Konzentrationen und abgeschätzte Hintergrundwerte natürlicher Radionuklide im Grundwasser des norddeutschen Lockergesteins.....	151
Tabelle 6-39:	Radionuklidkonzentrationen in Oberflächenwässern.....	152
Tabelle 6-40:	Geogene Gehalte und Hintergrundwerte natürlicher Radionuklide sowie daraus resultierende Bodenstrahlung.....	152
Tabelle 6-41:	Vergleich der nach BglBb berechneten natürlichen Expositionswerte eines Kleinkindes mit Referenzwerten der BglBb und standorttypischen Hintergrundwerten.....	153
Tabelle 6-42:	Vergleich von Ingestionsdosen durch Trinkwasserverzehr mit Referenzwerten nach BglBb und Hintergrundwerten Norddeutschland	154

Abkürzungsverzeichnis

AP	Arbeitspaket
ATF	Aktivitätstrennfaktor
AtG	Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren
BglBb	Berechnungsgrundlagen Bergbau
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
EF	Anreicherungsfaktor
FM	Feuchtmasse
GOK	Geländeoberkante
GWL	Grundwasserleiter
GWLK	Grundwasserleiterkomplex
GWS	Grundwasserstauer
IAA	Industrielle Absetzanlage
KITA	Kindertagesstätte
KrW-/AbfG	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen
LF	elektrische Leitfähigkeit
LUA	Landesumweltamt
LVL	Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft
MTF	Massentrennfaktor
muGOK	Meter unter Geländeoberkante
müGOK	Meter über Geländeoberkante
ODL	Ortsdosisleistung
ORB	Oranienburg
NORM	naturally occurring radioactive materials
StriSchV	Strahlenschutzverordnung
TENORM	technologically enhanced naturally occurring radioactive materials
TF	Transferfaktor
TM	Trockenmasse

Danksagung

Der vorliegende Bericht verarbeitete neben den projektbezogen erhobenen Daten und Angaben zahlreiche Untersuchungsergebnisse, die im Zusammenhang mit anderen Vorhaben erhoben wurden. Die Bearbeiter möchten daher an dieser Stelle Frau J. Lohaus (Stadt Oranienburg), Frau U. Haberlau und Herrn M. Hahn (Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft Brandenburg), Herrn Prof. Dr. R. Michel, Herrn St. Ritzel und K. Wanke (Universität Hannover), Herrn Dr. J. Wiegand (jetzt DMT Essen), Herrn T. Gindrig und Herrn P. Janßen (Uni Duisburg-Essen) danken.

1 Einleitung

Mit dem Vorhaben „Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs“ sollen Daten und Informationen aktualisiert und erweitert werden, die für die Schaffung von Regelungen zur Ermittlung der Strahlenexposition bei der Prüfung und Beurteilung von Bodenkontaminationen mit Rückständen im Sinne der StrlSchV erforderlich sind. Ausgehend von der Aufgabenstellung und einer Sachanalyse wurden im Abschlussbericht I Art und Aufkommen von altlastenrelevanten Rückständen und analogen Materialien in Deutschland mit folgenden Inhalten dargestellt:

- Untersuchung derzeitiger und früherer Aufkommen von Rückständen und Charakterisierung von Art und Nuklidzusammensetzung der dabei auftretenden Materialien,
- Bewertung der radiologischen Relevanz der Rückstände,
- Zusammenstellung von Kenngrößen der Rückstände und Prozesse, die in Hinblick auf Expositionsbewertungen von Altstandorten bedeutsam sein können und
- Ableitung von typischen Nuklidvektoren für Altablagerungen und Berücksichtigung von Zerfall bzw. Nachwachsen von Tochternukliden.

Der hier vorliegende Abschlussbericht II beinhaltet:

- Prüfung der Anwendbarkeit der „Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität“ /BMU 99a, BMU 99b/ zur Ermittlung von Expositionen an ausgewählten Modellgebieten,
- Prüfung von spezifischen Expositionsszenarien und Expositionspfaden gemäß der Berechnungsgrundlagen Bergbau (im Weiteren abgekürzt: BglBb) bei unterschiedlicher Nutzung der Flächen,
- Bewertung der Anwendbarkeit sowohl für realistische als auch konservative Expositionsabschätzungen und
- ggf. Ermittlung geeigneter Expositionsparameter für spezifische Standortbedingungen.

Er bezieht sich auf folgende Arbeitspakete der Aufgabenstellung:

AP4 Für bergbauliche Ablagerungen und Bodenkontaminationen der in Anlage XII Teil A der StrlSchV aufgeführten Rückstände sind die spezifischen Expositionsszenarien und Expositionspfade bei unterschiedlicher Nutzung der Flächen darzustellen. Sowohl für realistische als auch konservative Expositionsabschätzungen sind jeweils geeignete Expositionsparameter abzuleiten.

AP5 Anhand realer Beispiele ist zu prüfen, ob die im „Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ /BfS 05/ empfohlenen Verfahrensweisen bei der Ermittlung der Strahlenexposition auf andere Altstandorte übertragbar sind.

2 Auswahl der Modellgebiete

Gemäß Aufgabenstellung sollten die in den BglBb und im „Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ /BfS 05/ dargestellten Methoden zur Ermittlung von Daten, Parametern und letztlich Strahlenexpositionen an konkreten Standorten exemplarisch auf Anwendbarkeit überprüft werden. Aus den Ergebnisse dieser Überprüfung sollten ggf. Defizite aufgezeigt werden, die bei einer Ausweitung dieser Methodiken auf radioaktive Altlasten anderer als der bisher im Mittelpunkt stehenden bergbaulichen Hinterlassenschaften zu beachten sind.

Ausgehend von den im Abschlussbericht I dargestellten Ergebnissen dieses Forschungsvorhabens wurden zwei Modellgebiete für standortbezogene Untersuchungen ausgewählt. Es handelt sich dabei um Flächen im Stadtgebiet Oranienburg und eine Fläche am Rheinberger Altrhein im Niederrheingebiet (s. Anlage 1). Für beide Modellgebiete standen aus anderen Untersuchungen der Bearbeiter Daten zur Verfügung, so dass der Untersuchungsumfang dieser Studie auf ergänzende Messungen beschränkt werden konnte.

Im Stadtgebiet Oranienburg existieren aufgrund der Vornutzung durch die Auer-Werke von Ende des 19. Jh. bis zum Ende des 2. Weltkriegs diverse radioaktiv kontaminierte Flächen, deren Kontamination zumeist aus Resten von Rohstoffen (vor allem Monazitsande) und chemisch veränderten Aufbereitungsrückständen sowie teilweise auch von Produktresten (chemisch abgetrenntes Thorium) stammt. Für das Gesamtgebiet existieren mehrere Untersuchungen, in denen radiologische Daten erhoben wurden /HGN 00a, HGN 00b, HGN 00c, HGN 02a, HGN 02b/.

Das Stadtgebiet Oranienburg wurde ausgewählt, da es mit einer überwiegend durch Thorium dominierten Altlast einen Fall darstellt, der sich von den sonstigen Hinterlassenschaften mit uran- oder radiumdominierten Kontaminationen deutlich unterscheidet und als typisches Beispiel einer industriellen Hinterlassenschaft in einem städtischen Umfeld anzusehen ist. Durch die Vielfalt der daraus resultierenden Einzelstandorte konnte im Rahmen dieser Arbeit eine Gesamtbewertung der radiologischen Altlastensituation nicht vorgenommen werden. Die ergänzenden Arbeiten wurden daher auf zwei Teilflächen konzentriert. Ziel war es, neben einigen methodischen Aspekten der Anwendung der BglBb auf dieses konkrete Umfeld vor allem Aspekte des Pfades Boden – Grundwasser zu untersuchen.

Das ausgewählte Gebiet am Rheinberger Altrhein ist Sedimentationsgebiet für Ableitungen des Steinkohlenbergbaus und weist als solches eine deutliche Radiumkontamination der Böden in Überschwemmungsgebieten auf, was durch mehrere Untersuchungen nachgewiesen wurde /WIE 96a/, /WIE 96b/, /FEI 97/, /SCH 01/, /HGN 06/. Dieses Gebiet wurde ausgewählt, da Radiumkontaminationen von Gewässersedimenten einerseits mehrfach in Deutschland vorkommen, es andererseits dazu aber für diese spezifische Kontamination bisher wenig systematische Untersuchungen gibt. Am Beispiel des Gebietes Rheinberger Altrhein sollte eine komplette Anwendung der BglBb für die Ermittlung von potentiellen Expositionen geprüft werden.

Andere, zweifelsohne ebenfalls wichtige Fälle, wie z.B. Hinterlassenschaften mit Filterstäuben der Metallurgie, Ablagerungen mit chemisch abgetrenntem Thorium und weitere mögliche Fälle konnten an dieser Stelle nicht untersucht werden.

3 Modellgebiet Oranienburg

3.1 Naturräumliche Standortbedingungen

3.1.1 Geographie

Oranienburg ist die Kreisstadt des Landkreises Oberhavel und liegt nördlich der Stadtgrenze Berlins am Kreuzungspunkt der Bundesstraßen B 96 und B 273. Seit der Gemeindegebietsreform im Jahr 1993 gehören die früheren Umlandgemeinden Friedrichsthal, Germendorf, Lehnitz, Malz, Schmachtenhagen/Bernöwe, Wensickendorf und Zehlendorf zum Stadtgebiet.

3.1.2 Geologie, Hydrogeologie

Regionalgeologisch gehört das Stadtgebiet dem Oranienburger Urstromtal an, welches eine von Norden nach Süden verlaufende Verbindung zwischen dem Eberswalder Urstromtal im Norden und dem Berliner Urstromtal im Süden darstellt. Begrenzt wird das Oranienburger Urstromtal im Westen durch die Hochfläche des Glien und im Osten durch das Dünengebiet der Barnim-Hochfläche /HGN 00b/.

Der Aufbau wird durch glazifluviale Abfolgen der Saale- und Weichsel-Kaltzeiten bestimmt. Den Grundmoränen und Nachschüttsanden der Saale-Kaltzeit liegen Talsande und Geschiebemergel der Weichsel-Kaltzeit auf. Darauf folgen holozäne Bildungen, wie Dünen und Moore. Die Moore und anmoorigen Bildungen stehen entlang der Havel an. Die Dünen finden sich zum einen auf einer Linie WNW-ESE von der Tiergartenschleuse zur Lehnitzschleuse und in einer Linie N-S von der Gedenkstätte Sachsenhausen nach Oranienburg Süd /HGN 00b/.

Wasserwirtschaftlich relevant in der Region ist der unbedeckte Grundwasserleiterkomplex (GWLK) 1 im Haveldurchbruchstal. Er besteht aus ca. 22 m mächtigen Sanden und Kiesen der Saale- und Weichsel-Kaltzeiten. Den ersten Grundwasserstauer (GWS 1) bildet ein Weichselgeschiebemergel. Er ist ca. 0-15 m mächtig. Im Verbreitungsgebiet der Talsande wurde dieser durch Schmelzwässer ausgeräumt. Ihm folgen erneut Sande und Kiese der Saale und Weichsel-Kaltzeiten (GWL 2) mit einer Mächtigkeit von etwa 5-10 m. Darunter befindet sich dann ein Geschiebemergel, der den GWS 2 bildet und so den GWLK 1 vom GWLK 2 trennt. Teilweise existiert eine hydraulische Verbindung zwischen dem GWLK 1 und GWLK 2 /HGN 00b/.

Die Flurabstände des Grundwassers liegen in großen Teilen des Stadtgebietes bei ca. 2 bis 3 m. In Niederungsgebieten können die Flurabstände deutlich geringer ausfallen.

Aufgrund des im allgemeinen geringen Grundwassergefälles ist die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers ebenfalls gering und liegt in der Größenordnung von etwa 10 m/a. Die Grundwasserfließrichtung ist grob in Richtung Havel zu beschreiben /HGN 00b/.

3.1.3 Klima

Makroklimatisch liegt Oranienburg im Übergangsklima Brandenburgs, das durch eine Zunahme des Kontinentalitätsgrades in Richtung SE bzw. eine Maritimitätszunahme in Richtung NW gekennzeichnet ist /LPL 00/. Das Jahresmittel der Temperatur liegt bei etwa 8,2-8,3 °C. Der Gang der Monatsmittelwerte weist für Oranienburg auf eine ausgeprägte Kontinentalität auf.

Die Niederschlagsmittelwerte zeigen den für mitteleuropäische Flachlandverhältnisse typischen Jahresgang mit Maximum im Sommer und Minimum im Winter. Die Jahresgesamtniederschlagsmenge beträgt 571 mm /LPL 00/.

Die Windverhältnisse im Raum Oranienburg entsprechen der normalen Luftzirkulation der mittleren Breiten. Es dominieren Winde aus dem westlichen Quadranten, wobei im Winter SW' und im Sommer NW' Winde vorherrschen. Lokal treten relief- und nutzungsbedingte Modifikationen auf, z.B. bei größeren Geschosswohnungsbauten auf dem sehr ebenen Gelände in und um Oranienburg. Durch die hohe Oberflächenrauigkeit über Oranienburg nimmt die Windstärke in der Innenstadt verglichen mit dem Stadtrand um 40% ab /LPL 00/.

3.2 Kontaminationsrelevante Standortbedingungen

3.2.1 Vorbemerkung

Im Weiteren werden die wichtigsten Standortnutzungen sowie die daraus resultierenden Kontaminationen im Stadtgebiet Oranienburg beschrieben. Dabei wird im Wesentlichen auf solche Nutzungen eingegangen, die im Zusammenhang mit der radioökologischen Modellierung von besonderer Bedeutung sind.

Eine Übersichtskarte des Modellgebietes mit den Flächen der vergangenen und aktuellen Erkundungen enthält Abbildung 3-1.

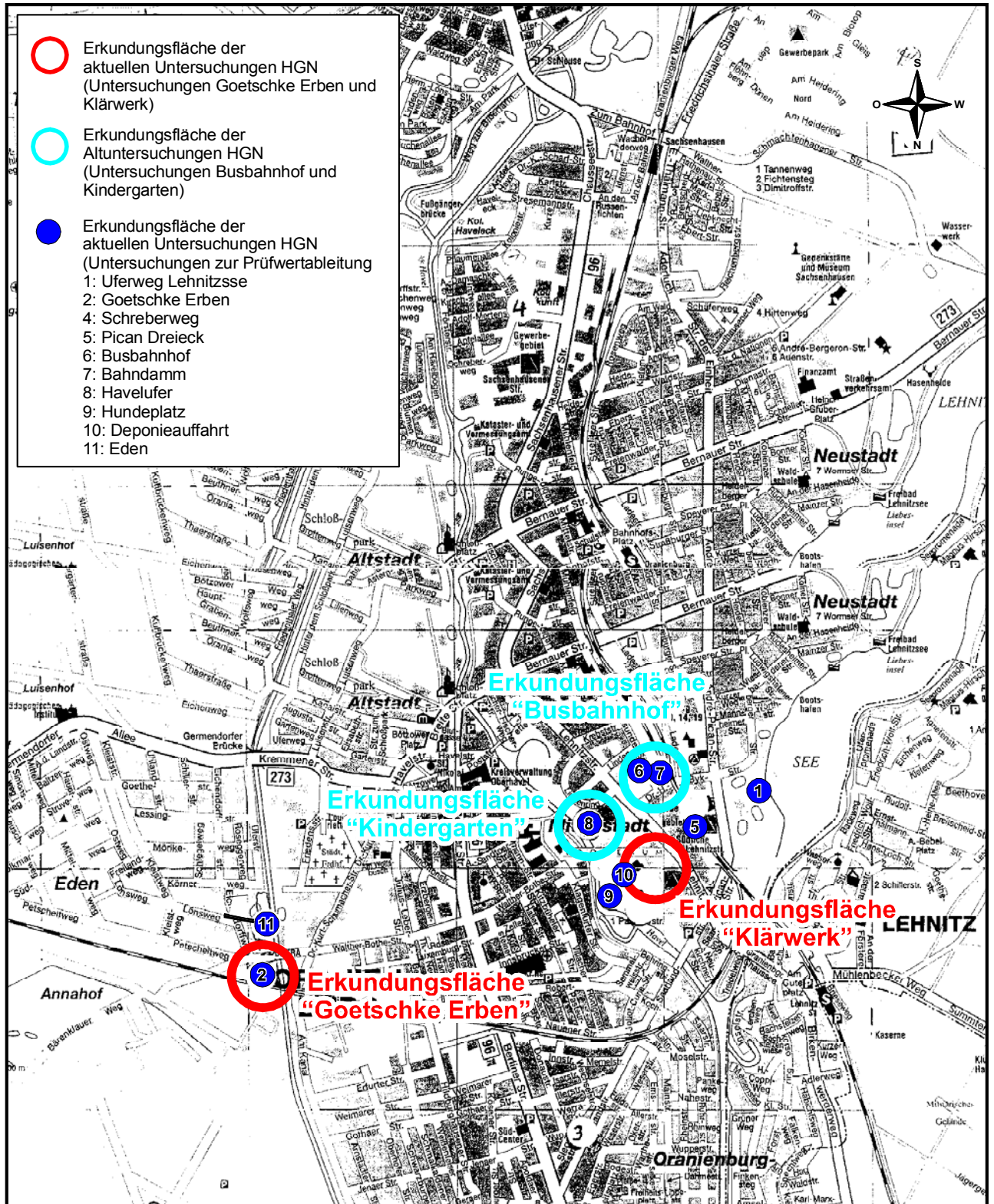


Abbildung 3-1: Oranienburg - Übersicht des Modellgebietes Oranienburg

3.2.2 Nutzungshistorie

Im Jahr 1903 wurde in Oranienburg die Firma "Chemische Fabrik Germania GmbH" gegründet. Hier wurde aus Monazitsanden aus Indien und Brasilien Cerium- und Thoriumnitrat für Gasglühstrumpfe gewonnen /HGN 00b/. Monazitsand ist ein Phosphat der Seltenen Erden Cer, Neodym, Praseodym und Lanthan, welches in der Regel auch Thorium und dessen Zerfallsprodukte enthält. Es dient u.a. als Rohstoff für die Herstellung von Thoriumverbindungen, die in der betriebenen Gasglühstrumpf-Produktion benutzt wurden /HGN 02c/. Die bei der Produktion anfallenden Reststoffe fanden zunächst keine Nutzung und wurden vermutlich in Becken oder auf Halden abgelagert. Nach der Entdeckung radioaktiver Isotope der Thoriumreihe begann am Standort Oranienburg die Produktion von Leuchtfarben und Röntgenzubehör /HGN 00b/.

Der 1. Weltkrieg unterbrach die Entwicklung der Oranienburger Produktion. Im Jahr 1922 wurden die Tochtergesellschaften in Oranienburg mit der Berliner Gesellschaft zu einem Konzern vereinigt. So entstand die "Deutsche Gasglüh-Auer-Gesellschaft". Ab 1936 erlebten die Auer-Werke AG einen neuen Aufschwung. Die Beimengung von Seltenen Erden zum Gasfluss und der Ausbau des Luftschutzes wurden eingeleitet /HGN 00b/.

Im 2. Weltkrieg wirkten die Auer-Werke am deutschen Uranprogramm mit. Ab 1940 lieferten die Auer-Werke monatlich eine Tonne Uranoxid an die Degussa zur weiteren Verarbeitung. Das Rohmaterial wurde über die Firma Reges aus dem besetzten Frankreich von Union Miniers bezogen. Im Jahr 1941 wurden 9 Tonnen Uranprodukte, im Jahr 1942 610 Tonnen Rohmaterial und 17 Tonnen Uranlegierungen bestellt /HGN 00b/.

In den Jahren 1944 und 1945 war die Stadt Oranienburg mehrfach das Ziel alliierter Bombenangriffe. Hauptziele waren vor allem die Rüstungsindustrie, d.h. die Heinkel-Werke und die Auer-Werke. Die Betriebe wurden nahezu vollständig zerstört und die dort gelagerten Monazitsande, andere Erze und Konzentrate auf und in der Umgebung der Werksgelände verteilt /HGN 00b/. Aus diesen Angriffen verblieben Blindgänger, so dass bis in die Gegenwart vor Erdarbeiten auf den betroffenen Flächen eine systematische Klärung der Kampfmittelfreiheit erforderlich ist.

Direkt nach dem Krieg wurden das bereits verarbeitete Uran und die gesamten Thoriumbestände durch die Sowjetarmee beschlagnahmt und abtransportiert. Der Monazitsand allerdings blieb in Oranienburg. Er wurde entweder durch die Bombardierung weit verstreut, blieb auf Transportwegen "stecken" oder wurde zur Verfüllung von Bombentrichtern verwendet /HGN 00b/.

3.2.3 Aktuelle Nutzungsverhältnisse

Die aktuellen Nutzungsverhältnisse in den von radioaktiven Kontaminationen betroffenen Stadtgebieten sind überwiegend geprägt durch industrielle bzw. gewerbliche Nutzung, Wohn- und Freizeitnutzung sowie Verkehrsanlagen. Landwirtschaftliche Nutzungen bestehen vor allem im Gebiet der Kontaminationsfläche „E-den“. Gartenanlagen und entsprechende Bodenbenutzungen zum Anbau von Gemüse sind auch an anderen Standorten vorhanden /HGN 00b/.

Die Trinkwassergewinnung aus Brunnen im Stadtgebiet wurde nach 1990 eingestellt. Die Wasserversorgung der Stadt erfolgt derzeit aus einer Fassungsanlage, die sich nördlich im Ortsteil Sachsenhausen befindet. Für die ehemaligen Trinkwasserschutzzonen im Stadtgebiet ist eine Aufhebung des Schutzstatus beantragt /HGN 00a/. Bis zur Neuausweisung der Schutzzonen sind die alten Schutzzonen allerdings noch rechtskräftig.

3.2.4 Art und Verteilung der radiologischen Kontaminationen

Die Zusammensetzung der radioökologischen Belastungen ergibt sich aus der Nutzungshistorie. Danach wurden in Oranienburg schwerpunktmäßig Thoriumkonzentrate produziert bzw. verwendet. Neben Thorium wurden in den Auer-Werken in der Zeit vor und während des Zweiten Weltkrieges auch Uran und Radium für Thorium-Gasglühstrümpfe sowie für medizinische und kosmetische Artikel verarbeitet. Auch eine Aufbereitung von Uran und Verwendung von Radiumsalzen fand im Zuge des „Atomforschungsprogramms“ ab 1940 im großen Maße in den Auer-Werken statt /HGN 00a/.

In Oranienburg wurde nach /HGN 02b/ bei der früheren Nutzung mit folgenden umweltrelevanten Stoffe umgegangen:

- Thorium aus der Gasglühstrümpfproduktion und anderen Thoriumprodukten,
- Uran aus der chemischen Abtrennung,
- Radium als Zerfallsprodukt aus den Uran- und Thoriumzerfallsreihen (relevant ist insbesondere Ra-228) und als Produkt für Leuchtfarben und Zahnpasta (Ra-226),
- Seltene Erden: Lanthanide, wie Cer wurden aus Monazitsanden gewonnen und
- Zirkonerze, Monazitsande als Rohmaterial zum Verfüllen von Bombenkratern.

Die radioaktiven Kontaminationen sind vor allem gekennzeichnet durch die Nuklide der ^{232}Th -Reihe. Da Th-Erze wie Monazitsande allerdings unterschiedliche Anteile an Uran und anderen Spurenelementen (u.a. auch Lanthanide) enthalten, muss mit unterschiedlichen Anteilen von ^{230}Th in den Th-Konzentraten und Nukliden der ^{238}U - ^{235}U -Reihen in den Rückständen der Aufbereitung gerechnet werden. Die gegenwärtig nicht in vollem Umfang nachvollziehbaren chemischen Arbeitsschritte in den Auerwerken, die Differenzierung von Rohstoffen, Produkten und Reststoffen/Abfällen machen eine klare Einschätzung der zu erwartenden radiologisch relevanten Nuklidvektoren und der chemischen Kontaminationen schwierig /HGN 00a/.

Die Mengen an radioaktiv kontaminiertem Boden im Stadtgebiet Oranienburg sind derzeit nicht exakt bekannt. Eine Befliegung mit Aerogammaspektrometrie durch das Bundesamt für Strahlenschutz im Jahr 1997 wies drei Bereiche mit stark erhöhten Impulsraten von ^{208}Tl (> 100 cps bei Hintergrundwerten < 20 cps) sowie mehrere kleinere Spots geringerer Intensität nach. ^{208}Tl tritt in der ^{232}Th -Reihe als Tochternuklid auf und ist aufgrund seiner intensiven Gammastrahlung als Indikator für die Th-Reihe nutzbar /HGN 00b/.

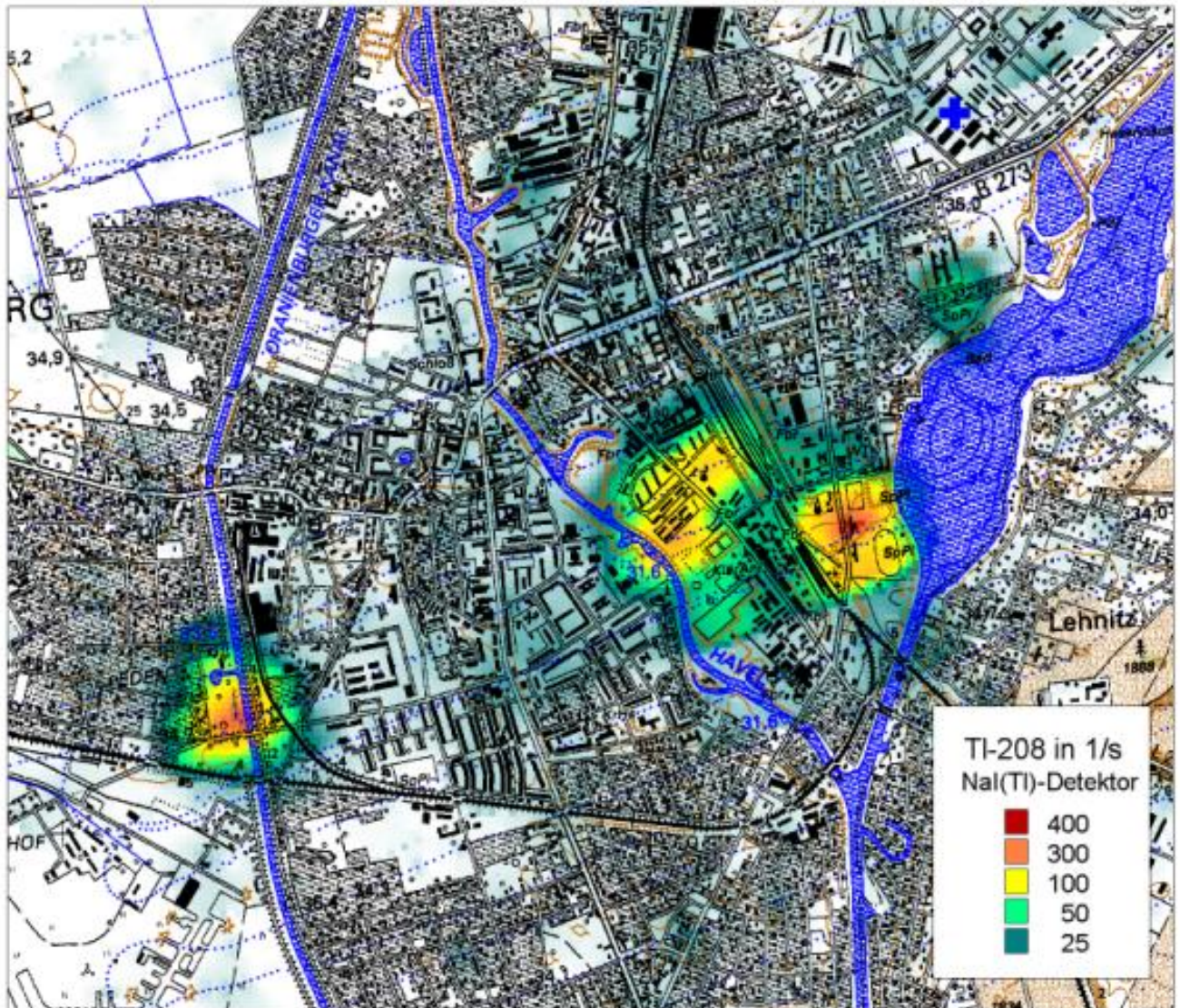


Abbildung 3-2: Oranienburg - Ergebnisse Aerogammaspektrometrie im Stadtgebiet 1997 (Quelle: BfS)

Heute sind im Bereich der ehemaligen Betriebsgelände, an Außenstellen (Lagerplätze, Verladestationen etc.) aber auch im sonstigen Stadtgebiet radioaktive Kontaminationen des Bodens zu finden /HGN 00a/. Die Gebiete mit stark erhöhten Gammasignalen liegen an der Kreuzung „Oranienburger Kanal“ – „Walter Bothe Straße“ (westlicher Kontaminationsspot in Abbildung 3-2), im Bereich des ehemaligen Betriebsgeländes der Auerwerke, jetzt „Lindenring“ (mittlerer Kontaminationsspot in Abbildung 3-2) und im Gewerbegebiet „Südliche Lehnitzstraße“ (östlicher Kontaminationsspot in Abbildung 3-2). In der Peripherie dieser Kernbereiche und an mehreren sonstigen Stellen finden sich Flächen mit Impulsraten bei der Aerogammaspektrometrie zwischen 20 und 200 cps. Die sonstigen auffälligen Flächen können sekundär entstandene Kontaminationen durch verfüllte Bombentrichter oder andere verfüllte Löcher sein.

3.3 Bisherige radiologische Untersuchungen

3.3.1 Untersuchungen Busbahnhof

Für den B-Plan-Bereich Nr. 7.2 "Ehemaliger Busbahnhof" in Oranienburg wurde durch die HGN Hydrogeologie GmbH im Jahr 2000 eine Historische Recherche /HGN 00b/ und darauf aufbauend eine Orientierende Altlastenerkundung /HGN 00c/ sowie eine Detailerkundung im Jahr 2001 /HGN 01a/ durchgeführt. Die Lage des Standortes „Busbahnhof“ findet sich in Abbildung 3-1.

In den folgenden Tabellen sind die Ergebnisse der im Bereich des Busbahnhofes durchgeführten Untersuchungen dargestellt. Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt im Kapitel 3.8 im Zusammenhang mit den Ergebnissen der aktuellen Untersuchungen.

Boden

Tabelle 3-1: Oranienburg – Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenmischproben in Bq/kg aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/

	Tiefe (muGOK)	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212; Tl-208)	U-235	Ac-227 (Th-227)
OF 1-2	0-0,1	35	<80	50	33	55	175	180	<4	<3
OF 3-1	0-0,02	43	<100	50	45	52	225	220	<3	<3
OF 6-2	0-0,1	110	<200	190	144	180	720	710	10	8
OF 7-2	0-0,1	150	<200	400	260	360	830	820	8	20
OF 9-1	0-0,02	130	<200	210	130	320	930	900	<10	<15
OF 10-1	0-0,02	150	<200	140	110	130	700	700	<10	<6

Tabelle 3-2: Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenmischproben in Bq/kg aus dem Jahr 2001 /HGN 01a/

	Tiefe (muGOK)	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Th-232	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212; Tl-208)	Ra-224 (Pb-212, Tl-208)	U-235	Ac-227 (Th-227)
OF 11	0-0,35	16	18	16	12	18	40	41	42	42	<1	<1
OF 12	0-0,10	20	40	20	15	33	52	56	58	58	<1	<2
OF 13	0-0,10	12	20	16	11	27	37	36	37	37	<1	<1

Tabelle 3-3: Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/

	Tiefe (muGOK)	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212; TI-208)	U-235	Ac-227 (Th-227)
OB 1-2	0,5-1,0	20	<50	30	22	40	63	60	<2	<2
OB 1-7	3,0-3,5	30	<100	30	24	34	45	46	<2	<3
OB 2-5	2,0-2,5	100	<200	80	65	42	1.100	1.100	<10	<10
OB 3-3	1,0-1,5	360	500	550	450	500	1.200	1.200	15	25
OB 4-5a	1,3-1,5	<100	<200	280	190	270	1.450	1.550	<5	<10
OB 4-4b	1,5-2,0	300	500	625	520	570	760	800	12	20
OB 5-2a	1,0-1,5	200	600	600	330	440	2.050	2.000	7	30
OB 5-4b	1,5-2,0	100	<200	220	175	280	750	750	<8	10
OB 6-3	1,0-1,7	230	1.150	1.400	1.180	1.700	2.100	2.200	<12	60
OB 7-4	1,5-2,0	250	800	4.000	3.100	3.600	1.550	1.600	<15	80
OB 8-3	0,9-1,5	100	<150	130	110	90	500	490	<8	<5
OB 8-5	2,0-2,5	70	<150	76	70	100	390	400	<3	<4
OB 9-2	0,5-1,0	300	450	500	230	400	4.500	4.400	10	60
OB 9-4	1,8-2,0	280	250	180	100	210	700	700	10	90
OBGW 1-6	2,5-3,0	9	<50	15	13	10	8	8	<2	<2
OBGW 1-8	3,5-4,1	6	<30	10	7	8	6	6	<1	<2
OBGW 2-11	4,5-5,0	8	<30	15	12	22	19	19	<1	<2
OBGW 3-2	0,5-1,0	360	700	800	600	700	3.700	3.700	<15	40
OBGW 3-4	1,5-1,9	500	500	550	410	630	2.100	2.100	20	<10
OBGW 3-11	5,0-5,5	1.500	<80	15	12	8	16	16	70	<2

Tabelle 3-4: Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2001 /HGN 01a/

	Tiefe (muGOK)	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Th-232	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212; TI-208)	Ra-224 (Pb-212, TI-208)	U-235	Ac-227 (Th-227)
OBGW 4-6	2,5-3,0	14	12	13	8	11	9	7	9	9	<1	<1
OBGW 5-2	0,5-1,0	250	190	35	25	35	1.070	1.100	1.150	1.150	10	<5
OBGW 5-4	1,5-2,0	530	900	15	10	-20	5.100	5.370	5.400	5.400	20	<10
OBGW 5-8	3,5-4,0	420	290	15	10	10	1.900	1.800	1.960	1.960	15	<10

Eluat

Tabelle 3-5: Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Eluate in mBq/l aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/

	Tiefe (muGOK)	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	Ra-228 (Ac-228)	Ra-224 (Pb-212, TI-208)	U-235	Ac-227 (Th-227)
OB 5-2a	1,0-1,5	50	<700	350	140	900	1.550	<10	<20
OB 9-2	0,5-1,0	120	<800	180	150	1.800	3.000	6	<25
OBGW 3-2	0,5-1,0	600	<800	360	350	1.550	2.600	25	<25

*) Im Laborbericht in /HGN 00c/ als Th-228 deklariert.

Grundwasser

Tabelle 3-6: Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Wasserproben in mBq/l aus dem Jahr 2000 /HGN 00c/.

	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	U-234	Ra-228 (Ac-228)	Ra-224 (Pb-212)	Th-228 (Pb-212)	U-235	Ac-227 (Th-227)	Th-227	Ra-223
OBGW 1	150	<150	25	30		40	50	<3	7	<10	<6	<10
OBGW 2	2.560	<200	15	<25	3000	33	57	<3	118	<10	<8	<10
OBGW 3	5.860	<200	10	<25	6000	10	40	<2	270	<10	<6	<15
M27 OP	5.500	<200	7	20	6000	27	54	<3	255	<10	<8	<10
M27 UP	<25	<150	8	<25		13	30	<2	<1	<10	<9	<10

Tabelle 3-7: Oranienburg - Altuntersuchungen Busbahnhof - Ergebnisse Radionuklidanalytik Wasserproben in mBq/l aus dem Jahr 2001 /HGN 01a/

	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	U-234	Ra-228 (Ac-228)	Ra-224 (Pb-212)	Th-228 (Pb-212)	U-235	Ac-227 (Th-227)	Th-227	Ra-223
OBGW 1	150	<150	24	<30		36	50	<3	7	<10	<8	<10
OBGW 2	3.350	<120	19	20	3000	30	53	<2	154	<10	<8	<10
OBGW 3	5.000	<170	<8	<25	5000	10	25	<2	230	<10	<6	<10
OBGW 4	420	<150	18	<20		10	18	<2	19	<8	<6	<10
OBGW 5	3.460	<150	<8	<25		100	330	50	158	<10	<5	<10
M27OP	5.770	<200	22	<25	6000	32	45	<5	266	<10	<7	<10
M27UP	<25	<150	20	25		21	25	<3	<1	<10	<8	<10

3.3.2 Untersuchte Standorte im Rahmen der Prüfwertermittlung

Die HGN wurde vom Landesumweltamt im Jahr 2001 beauftragt, Prüfwerte für die Bewertung von radioaktiven Altlasten abzuleiten. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden Erkundungen des Bodens im Feststoff und im Eluat durchgeführt. In den folgenden Tabellen sind die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen dargestellt, wobei zu beachten ist, dass nicht alle Ergebnisse plausibel nachzuvollziehen sind. Insbesondere die hohen Th-228/Ra-228-Verhältnisse einiger Proben erscheinen fraglich, da aufgrund des Alters der Ablagerungen nicht von einem zerfallenden System Ra-228 – Th-228 (Verhältnis Th-228/Ra-228 ca. 1,4 bis 1,5) auszugehen ist. Für die hier vorgenommene Auswertung der Ergebnisse (s. Kapitel 3.8) ist dieser Sachverhalt aber von untergeordneter Bedeutung.

Boden

Tabelle 3-8: Oranienburg - Altuntersuchungen Prüfwertermittlung - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2001 /HGN 01b/

	Bezeichnung des Standortes	Tiefe (muGOK)	U-238	Ra-226	Ra-228	Th-228
ORB 1-1	Uferweg Lehnitzsee	0-0,35	956	1.426	3.683	3.815
ORB 1-2	Uferweg Lehnitzsee	0-0,35	1.254	1.592	3.986	4.301
ORB 1-3	Uferweg Lehnitzsee	0-0,35	1.155	997	2.659	2.927
ORB 2-1	Götschke Erben	0-0,35	177.500	26.085	141.400	178.650
ORB 2-2	Götschke Erben	0-0,35	217.000	77.040	430.500	522.000
ORB 2-3	Götschke Erben	0-0,35	193.400	25.225	141.700	181.800
ORB 4-1	Schreberweg	0-0,35	44.590	35.460	2.705	3.373
ORB 4-2	Schreberweg	0-0,35	23.970	19.145	1.554	1.619
ORB 4-3	Schreberweg	0-0,35	1.676	1.430	122	87
ORB 5-1	Pican Dreieck	0-0,35	268	455	2.486	2.644
ORB 5-2	Pican Dreieck	0-0,35	217	179	903	992
ORB 5-3	Pican Dreieck	0-0,35	451	630	3.268	3.377
ORB 6-1	Busbahnhof	0-0,35	519	410	2.720	2.816
ORB 6-2	Busbahnhof	0-0,35	492	472	3.064	3.181
ORB 6-3	Busbahnhof	0-0,35	415	73	6.912	7.063
ORB 7-1	Bahndamm	0-0,35	94	75	814	851
ORB 7-2	Bahndamm	0-0,35	751	792	10.550	1.0335
ORB 7-3	Bahndamm	0-0,35	78	74	842	878
ORB 8-1	Havelufer KiTa	0-0,35	875	328	3.111	3.275
ORB 8-2	Havelufer KiTa	0-0,35	577	458	3.088	2.879
ORB 8-3	Havelufer KiTa	0-0,35	572	517	3.054	3.095
ORB 9-1	Hundeplatz	0-0,35	1.138	908	9.705	9.776

Fortsetzung Tabelle 3-8

	Bezeichnung des Standortes	Tiefe (muGOK)	U-238	Ra-226	Ra-228	Th-228
ORB 9-2	Hundeplatz	0-0,35	1.096	976	11.290	11.320
ORB 9-3	Hundeplatz	0-0,35	620	691	7.001	6.987
ORB 10-1	Deponieauffahrt	0-0,35	950	160	18.090	18.980
ORB 10-2	Deponieauffahrt	0-0,35	2.312	177	24.270	23.920
ORB 10-3	Deponieauffahrt	0-0,5	514	569	4.079	4.367
ORB 11-1	Eden	0-0,35	553	383	1.677	1.915
ORB 11-2	Eden	0-0,35	136	356	1.116	1.184
ORB 11-3	Eden	0-0,35	164	424	1.229	1.272

Eluat

Tabelle 3-9: Oranienburg – Altuntersuchungen Prüfwertermittlung - Ergebnisse Radionuklidanalytik Eluat in mBq/l aus dem Jahr 2001 /HGN 01b/

	Bezeichnung des Standortes	Tiefe (muGOK)	U-238	Ra-226	Ra-228	Th-228
ORB-1	Uferweg Lehnitzsee	0-0,35	887	139	400	94
ORB-2	Götschke Erben	0-0,35	<701	<18	722	377
ORB-4	Schreiberweg	0-0,35	<883	<19	<26	<7
ORB-5	Pican Dreieck	0-0,35	<1094	34	1.361	1.135
ORB-6	Busbahnhof	0-0,35	<1301	<32	3.475	2.663
ORB-7	Bahndamm	0-0,35	<1349	264	2.733	1.119
ORB-8	Havelufer KiTa	0-0,35	<1142	<29	2.238	802
ORB-9	Hundeplatz	0-0,35	<1023	<103	374	581
ORB-10	Deponieauffahrt	0-0,35	887	139	400	94
ORB-11	Eden	0-0,35	<701	<18	722	377

3.3.3 Untersuchungen Gebiet Lindenring

Das Gelände des (inzwischen geschlossenen) Kindergartens Lindenring liegt im Bereich des ehemaligen Betriebsgeländes der Auer-Werke AG, wobei sich im Bereich der heutigen Spielflächen ein Monazitsand-Schuppen befand. Die Lage des Standortes findet sich in Abbildung 3-1. Das Areal wurde nach einer vorhergehenden Sanierung (Sicherung durch Abdeckung und teilweisem Bodenaustausch) im Jahre 1993 freigeschlossen. Im Umfeld fanden 1996/97 weitere Untersuchungen statt /FUG 97/, /HGN 02a/. ODL-Messungen durch das LVL Brandenburg, Strahlenmessstelle Oranienburg vom Mai 2001 wiesen auf dem Gelände des Kindergartens mehrere Bereiche mit einer Ortsdosisleistung von über 0,2 µSv/h auf. Daraufhin wurde durch

HGN /HGN 02a/ eine erneute gutachterliche Prüfung vorgenommen. Ergebnisse dieser Arbeiten sind in den folgenden Tabellen zusammengestellt.

Boden

Tabelle 3-10: Oranienburg - Altuntersuchungen Kindergarten - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenmischproben in Bq/kg aus dem Jahr 2002 /HGN 02a/

Probe	Tiefe muGOK	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212)
KiTa 7-1	0-0,1	28	<50	33	33	103	110
KiTa 1-2	0,1-0,5	240	340	300	260	1640	1650
KiTa 2-2	0,1-0,5	100	200	160	140	620	600
KiTa 3-2	0,1-0,5	90	300	120	120	760	740
KiTa 4-3	0,1-0,5	400	750	200	160	2400	2450
KiTa 5-2	0,1-0,5	200	500	80	60	880	890
KiTa 6-2	0,1-0,5	190	150	170	160	590	600
KiTa 8-2	0,1-0,5	90	<120	70	50	430	450
KiTa 10-2	0,1-0,5	400	<500	390	300	2200	2300
KiTa I 2	0,1-0,5	110	140	110	110	350	350
KiTa II 5	0,1-0,5	210	360	40	30	840	780
KiTa III 2	0,1-0,5	90	<120	90	70	495	490
KiTa IV 4	0,1-0,5	40	<120	58	55	135	145
KiTa V 3	0,1-0,5	40	<50	40	40	124	129
KiTa VI 2	0,1-0,5	70	280	45	40	290	280
KiTa VII 5	0,1-0,5	30	<100	40	30	128	127
KiTa VIII 3	0,1-0,5	50	<100	50	40	235	245
KiTa IX 2	0,1-0,5	180	200	180	165	790	800
KiTa X 4	0,1-0,5	150	300	140	135	1050	1040
KiTa XI 3	0,1-0,5	280	360	220	190	830	860
KiTa XII 3	0,1-0,5	1800	440	250	210	4100	4000
SK 2-2	0,5-1	300	750	70	54	1120	1080
SK 3-2	0,3-1	40	<80	50	41	185	190

Tabelle 3-11: Oranienburg - Altuntersuchungen Kindergarten - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg aus dem Jahr 2002 /HGN 02a/

Probe	Tiefe muGOK	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212)
KiTa R 1-2	0,5-1	280	500	300	230	1810	1900
KiTa R 2-1	0-0,5	180	360	180	120	670	660
KiTa R 3-2	0,5-1	1300	4540	980	890	7750	7800
KiTa R 4-4	1,5-2	900	2800	700	630	4140	4200
KiTa R 5-1	0-0,5	280	500	60	44	1170	1170
KiTa R 6-3	1-1,5	10	100	65	60	220	220
KiTa R 7-5	2-2,5	90	220	95	90	590	610
KiTa R 8-3	1-1,5	100	200	210	205	305	300
KiTa R 9-3	1-1,5	50	80	80	68	115	116

Wasser

Tabelle 3-12: Oranienburg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Grundwasser /HGN 02a/ und Havelwasser in mBq/l /FUG 97/.

Probe		U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	Ra-228 (Ac-228)	Ra-224 (Pb-212)	Th-228 (Pb-212)
KiTa W1	Grundwasser	40	<180	26	<20	17	100	<3
KiTa W2	Grundwasser	200	<170	25	<25	30	120	<2
KiTa W3	Grundwasser	260	<190	20	<25	200	600	20
OB-OF1	Havel, Anstrom ^{a)}	688		< 0,04	< 0,04	< 0,070		
OB-OF2	Havel, Abstrom ^{b)}	< 40		< 0,04	< 0,04	< 0,015		

^{a)} Ergänzende Bestimmung Uran mit Alphaspektrometrie ergab U-238 = 330 mBq/l, Messung mit ICP-MS 1.030 mBq/l

^{b)} Ergänzende Bestimmung Uran mit ICP-MS 30 mBq/l

3.4 Ausgewählte Untersuchungsflächen im Modellgebiet

3.4.1 Verdachtsfläche „Goetschke“

Die Verdachtsfläche „Goetschke“ liegt zwischen dem Oranienburger Kanal, der Bahnlinie, der Walter-Bothe-Straße und der Dr.-Kurt-Schumacher-Straße (s. Abbildung 3-1). Auf der brachliegenden Fläche, die sich in privater Hand der Goetschke-Erben-Verwaltungs-GmbH befindet, stand in der Vergangenheit die Gasglühstrumpffabrik „Goetschke“.

Im Jahr 1995 wurde die Fläche durch Messungen der oberflächennahen ODL in einem 2 m und einem 6 m – Raster untersucht, wobei ein „Hot Spot“ festgestellt wurde (Abbildung 3-3 und Abbildung 3-4). Grundwasseruntersuchungen fanden nicht statt. Bei Straßenbauarbeiten an der angrenzenden Walter-Bothe-Straße wurde radiologisch auffälliges Material ausgekoffert.

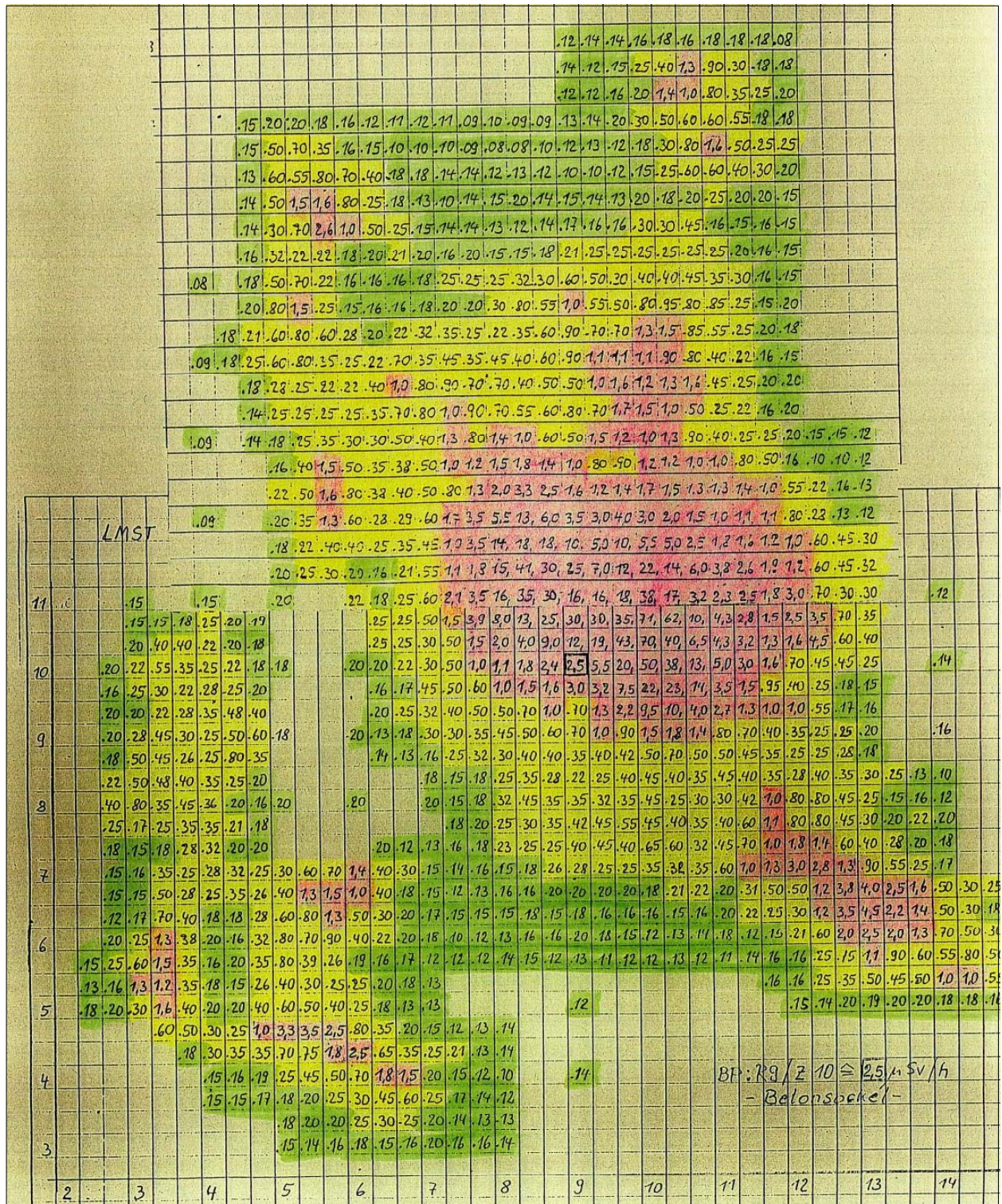


Abbildung 3-3: Oranienburg - ODL – Messungen in $\mu\text{Sv/h}$ (2m-Raster) auf der Fläche „Goetschke“ aus dem Jahr 1995 (Quelle: Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Referat 25 - Strahlenschutz)

3.4.2 Verdachtsfläche „Klärwerk (Teilfläche 5)“

Die städtische Verdachtsfläche „Klärwerk (Teilfläche 5)“ befindet sich im Bereich der Mittelstadt zwischen der Lehnitzstraße und der Havel. Auf der Fläche befanden sich in der Vergangenheit die Becken des Klärwerkes, durch die das Gelände fast vollständig versiegelt war. Die Becken wurden rückgebaut, die Fläche war zum Zeitpunkt der Untersuchung unversiegelt und wies keinen Bewuchs auf.

Das Gelände ist unbebaut und kann als Gewerbebrache bezeichnet werden. Das Umfeld ist industriell/gewerblich geprägt mit angrenzendem Gewerbegebiet, Hundesportanlage, ehemaliger Deponie sowie der Oranienburger Havel, der durch einen etwa 50 m breiten Uferstreifen von der Verdachtsfläche getrennt wird.

Bei der Prüfung auf Kampfmittelfreiheit wurden im Jahr 2005 auf der Verdachtsfläche begleitende nicht-tiefenorientierte ODL-Messungen an dem bei den Arbeiten angefallenen Aushubmaterial durchgeführt. Dabei wurde eine deutlich radioaktiv kontaminierte Fläche gefunden (s. Abbildung 3-5).

Diese Bodenkontamination stellt ein Schadstoffpotenzial für die Kontamination des Grundwassers dar. Sie wurde als Bezugsfläche für die Untersuchung des Grundwassers betrachtet.

3.5 Ausgeführte Feldarbeiten

3.5.1 Boden

Auf den beiden Verdachtsflächen wurden am 04. April 2005 je Fläche 2 Rammkernsondierungen (ORA 1-4) abgeteuft. Die Lage der Rammkernsondierungen ist in Abbildung 3-4 und Abbildung 3-5 gezeigt.

Die Bohrarbeiten wurden mit einem elektrisch getriebenem Bohrhammer, hydraulischer Ziehvorrichtung und Rammkernsonden durchgeführt. Der Bohrlochdurchmesser betrug 60 mm. Die gewonnenen Bohrprofile wurden nach Farbe, Geruch, Konsistenz, Feuchtezustand und geologisch nach DIN 4022 aufgenommen. Die Endteufen der Bohrungen orientierten sich an dem vor Ort angetroffenen Grundwasserstand. Die Sondierungen wurden mindestens 1 m in den wassergesättigten Bereich abgeteuft, so dass die Bohrungen auch den für den Wasserpfad besonders relevanten Grundwasserschwankungsbereich erfassen und ein Ausbau zu temporären Grundwassermessstellen möglich war.

Die Bodenprobennahme erfolgte in ½-Meter-Schritten, um eine Bemusterung der radioaktiven Kontamination mit hinreichender Tiefenauflösung zu ermöglichen.

Zur Erstbewertung der Bodenmaterials („Screening“) wurden die entnommenen Proben abseits der Untersuchungsfläche (Minimierung der Hintergrundstrahlung) organoleptisch und radiometrisch untersucht. Als orientierende Kenngröße der Aktivität wurde die Impulsrate mit einem Kontaminationsmonitor gemessen. Die Hintergrundstrahlung am Messort sowie die spezifische Nettozählrate als Indikatorparameter wurden ermittelt.

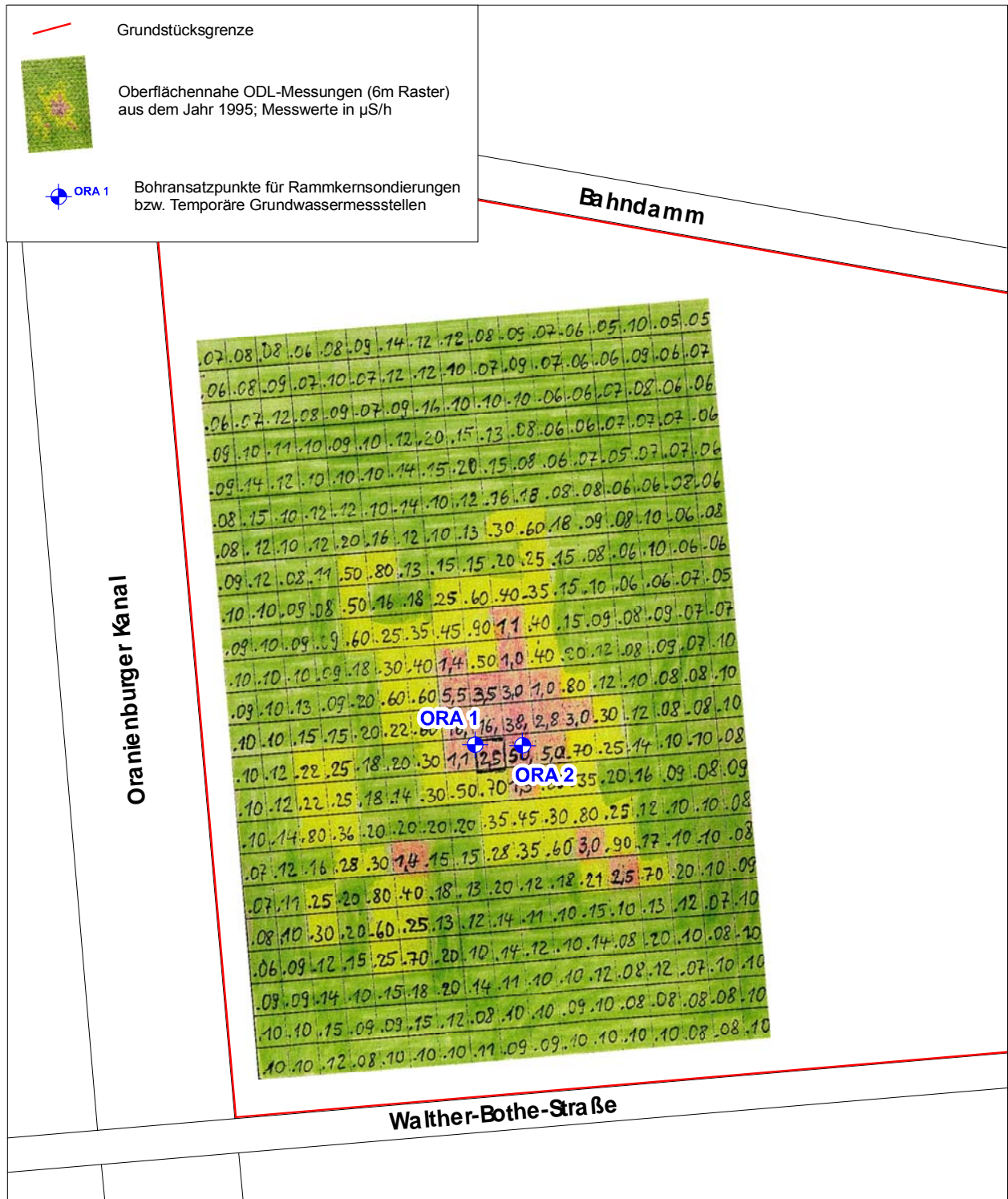


Abbildung 3-4: Oranienburg - ODL-Messungen in $\mu\text{Sv/h}$ (Messungen 1995; 6m Raster) und Rammkernsondierungen auf der Fläche „Goetschke“ (Quelle: Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Referat 25 - Strahlenschutz)

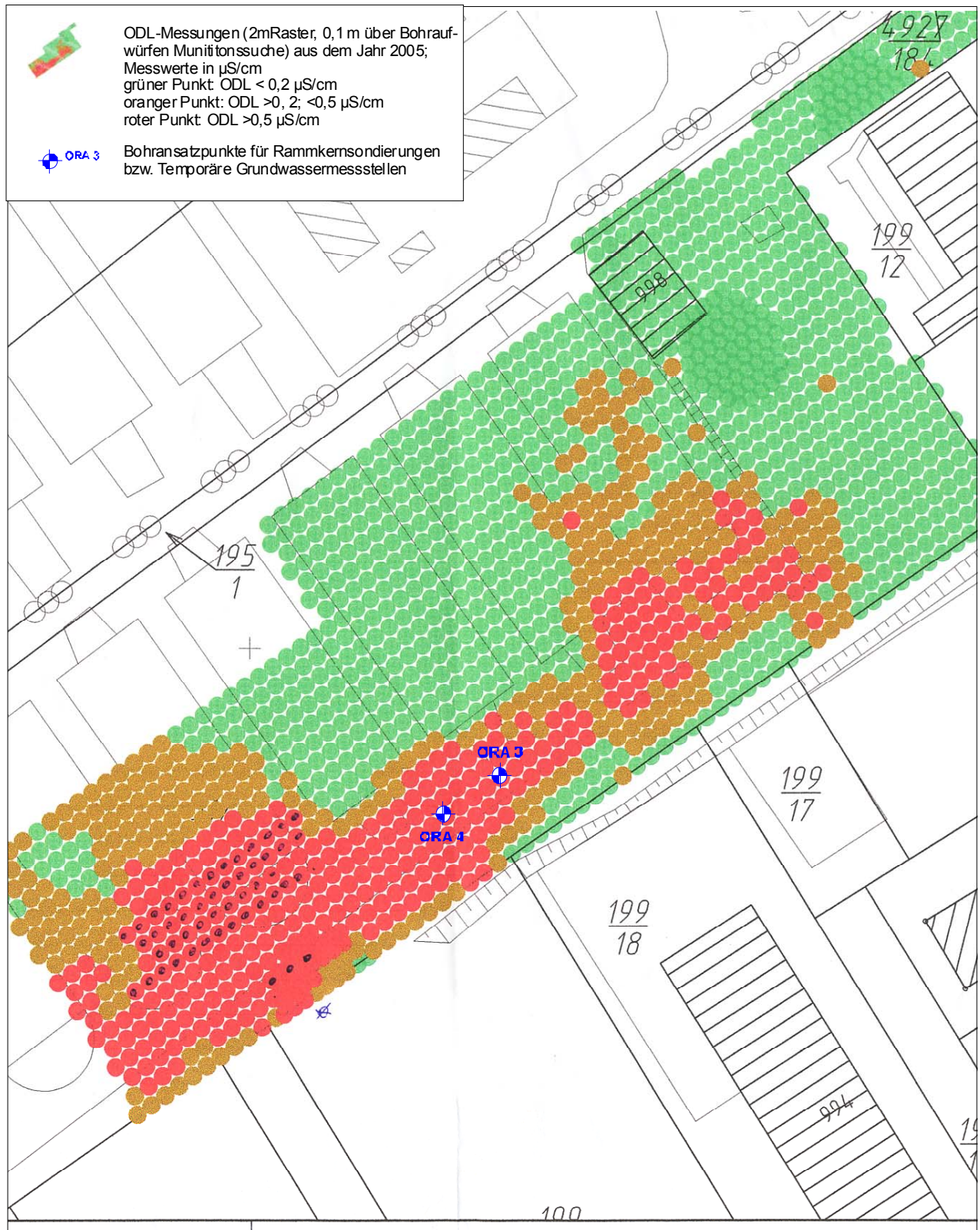


Abbildung 3-5: Oranienburg - ODL-Messungen (Altuntersuchung, 2 m Raster) und Rammkernsondierungen auf der Fläche „Klärwerk (Teilfläche 5)“ (Quelle: Stadt Oranienburg, Stadtplanungsamt)

Mit Hilfe der vor Ort durchgeführten Untersuchungen der Gamma-Aktivität der Bodenprofile wurde eine Auswahl des gammaspektrometrisch zu untersuchenden Tiefenintervalls getroffen. Zur Gewinnung ausreichender Probenmengen war das Anlegen von Schürfen ortsnah zu den Rammkernsondierungen erforderlich. Da sich bei der Bemusterung herausstellte, dass keine der entnommenen Bodenproben der ORA 1 auf der Verdachtsfläche „Goetschke“ radiologisch auffällig war, wurde hier auf das Anlegen eines Schurfes verzichtet.

Es wurde aus jedem Schurf eine Mischprobe aus dem zu untersuchenden Tiefenintervall entnommen. Eine Übersicht über die Proben enthält Tabelle 3-13.

Tabelle 3-13: Oranienburg - Entnommene Proben Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Spezifische Nettozählrate der Bodenproben in Abhängigkeit von der Entnahmetiefe

Verdachtsfläche	Sondierung	Bez.	Entnahmetiefe	Spezif. Nettozählrate (cps/kg FM)	Status	
Goetschke	ORA 1	ORA 1/1	0,00 – 0,50 muGOK	23,1	Rückstellprobe	
		ORA 1/2	0,50 – 1,00 muGOK	21,0	Rückstellprobe	
		ORA 1/3	1,00 – 1,50 muGOK	22,1	Rückstellprobe	
		ORA 1/4	1,50 – 2,00 muGOK	21,5	Rückstellprobe	
		ORA 1/5	2,00 – 2,50 muGOK	21,0	Rückstellprobe	
		ORA 1/6	2,50 – 3,00 muGOK	21,0	Rückstellprobe	
					(Untergrundwert am Messplatz: 17,0)	
	ORA 2	ORA 2	0,00 – 0,50 muGOK	102,0	Analysierte Probe	
		ORA 2/2	0,50 – 1,00 muGOK	23,0	Rückstellprobe	
		ORA 2/3	1,00 – 1,50 muGOK	21,3	Rückstellprobe	
		ORA 2/4	1,50 – 2,00 muGOK	19,6	Rückstellprobe	
		ORA 2/5	2,00 – 2,50 muGOK	24,3	Rückstellprobe	
ORA 2/6		2,50 – 3,00 muGOK	21,6	Rückstellprobe		
				(Untergrundwert am Messplatz: 17,0)		
Klärwerk (Teilfläche 5)	ORA 3	ORA 3/1	0,00 – 0,50 muGOK	61,2	Rückstellprobe	
		ORA 3	0,50 – 1,00 muGOK	82,3	Analysierte Probe	
		ORA 3/3	1,00 – 1,50 muGOK	38,6	Rückstellprobe	
		ORA 3/4	1,50 – 2,00 muGOK	30,2	Rückstellprobe	
		ORA 3/5	2,00 – 2,50 muGOK	26,8	Rückstellprobe	
		ORA 3/6	2,50 – 3,00 muGOK	24,1	Rückstellprobe	
					(Untergrundwert am Messplatz: 21,2)	
	ORA 4	ORA 4/1	0,00 – 0,50 muGOK	49,0	Rückstellprobe	
		ORA 4	0,50 – 1,00 muGOK	79,3	Analysierte Probe	
		ORA 4/3	1,00 – 1,50 muGOK	39,4	Rückstellprobe	
		ORA 4/4	1,50 – 2,00 muGOK	25,9	Rückstellprobe	
		ORA 4/5	2,00 – 2,50 muGOK	24,8	Rückstellprobe	
ORA 4/6		2,50 – 3,00 muGOK	24,1	Rückstellprobe		
				(Untergrundwert am Messplatz: 21,2)		

3.5.2 Grundwasser

Die Bohrlöcher der Rammkernsondierungen wurden zu temporären Grundwassermessstellen ausgebaut. Der Pegelausbau erfolgte mit 2“ HDPE Voll- und Filterrohren mit Bodenkappe. Die Filterstrecke (1 m) erschließt den oberen Grundwasserbereich. Die Pegel wurden überflur ausgebaut und mit einer Seba-Kappe verschlossen. Insgesamt wurden 4 m Filterrohr und 12 m Vollrohr eingebaut. Die Ausbautiefen der Pegel liegen zwischen 3,20 und 3,30 muGOK. Nach Fertigstellung wurden die Pegel klargepumpt. Eine tabellarische Übersicht des Ausbaus findet sich in Tabelle 3-14.

Tabelle 3-14: Oranienburg - Probenumfang Grundwasser

Grundwassermessstelle				Grundwasserprobe	
Bezeichnung	Ausbautiefe (muGOK)	Filter (muGOK)	ROK (müGOK)	Bezeichnung	Status
ORA 1	3,20	2,2 – 3,2	0,80	ORA 1	Analysierte Probe
ORA 2	3,20	2,2 – 3,2	0,80	ORA 2	Analysierte Probe
ORA 3	3,30	2,3 – 3,3	0,70	ORA 3	Analysierte Probe
ORA 4	3,30	2,3 – 3,3	0,70	ORA 4	Analysierte Probe

3.6 Analytik

Da am Standort Oranienburg aufgrund des Alters der radiologischen Ablagerungen von annähernden radioaktiven Gleichgewichten für alle Tochternuklide mit Halbwertszeiten unter 10 Jahre ausgegangen werden kann, genügte für die Radionuklidanalytik der Proben die Gammaspektrometrie zur Charakterisierung der Nuklidvektoren. Die Messungen erfolgten im Labor der IAF-Radioökologie Dresden.

Die Bodenproben wurden im Eluat analysiert. Für diese Untersuchung wurde das für die Sickerwasserprognose als geeignet und praktikabel eingeschätzte Verfahren der Elution nach DIN 38414-4 (S4-Eluat) angewandt.

Analytik Boden:

- Probenvorbereitung: Abtrennung Fraktion > 2 mm
- Eluatherstellung: nach DIN 38414-S4
- Untersuchung Eluate: Gammaspektrometrie (U-238, U-235, Ra-226, Ra-224, Ra-228, Ra-223, Th-227, Th-228, Ac-227, Pb-210)

Analytik Grundwasser

- Probenbehandlung: Filtration vor Ort (sofern bei PN Trübung feststellbar)
- Untersuchung Grundwasser: bei der PN: Temp., pH, O₂, Leitfähigkeit, Redox-Potential
im Labor: Gammaspektrometrie (U-238, U-235, Ra-226, Ra-224, Ra-228, Ra-223, Th-227, Th-228, Ac-227, Pb-210)

3.7 Ergebnisse

3.7.1 Boden

In den folgenden Tabellen sind die Ergebnisse der im Bereich der Verdachtsflächen durchgeführten Untersuchungen des Bodens dargestellt.

Tabelle 3-15: Oranienburg - Untersuchungen Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben (Feststoff) in Bq/kg

	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	U-235	Ac-227 (Th-227)	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212)	K-40
ORA 2	<100	350 ± 120	100 ± 40	60 ± 30	<10	<8	1620 ± 120	1600 ± 120	150 ± 80
ORA 3	<100	250 ± 100	100 ± 30	80 ± 30	<10	<8	950 ± 90	910 ± 90	150 ± 80
ORA 4	<100	300 ± 150	100 ± 30	90 ± 30	<10	<8	1050 ± 100	1100 ± 100	150 ± 80

Tabelle 3-16: Oranienburg - Untersuchungen Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben (Eluat) in mBq/l

	Th-232	Th-230	Th-228	Th-227
ORA 2	16 ± 3	3 ± 2	27 ± 4	< 2
ORA 3	3 ± 1	2 ± 1	12 ± 3	< 2
ORA 4	7 ± 3	4 ± 2	15 ± 3	< 3

3.7.2 Grundwasser

In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der im Bereich der Verdachtsflächen durchgeführten Untersuchungen des Grundwassers zusammengestellt.

Tabelle 3-17: Oranienburg - Untersuchungen Verdachtsfläche „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ - Ergebnisse Radionuklidanalytik Grundwasserproben in mBq/l

	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	U-235	Ac-227 (Th-227)	Th-227	Ra-223	Ra-228 (Ac-228)	Ra-224 (Pb-212)	Th-228 (Pb-212)	K-40	Cs-137
ORA 1	40 ± 20	<100	<10	35 ± 15	2 ± 1	<6	<4	<8	<8	15 ± 10	<2	<40	<3
ORA 2	280 ± 30	<150	<10	25 ± 15	13 ± 3	<8	<8	<10	<8	50 ± 20	<2	<40	<2
ORA 3	150 ± 20	<100	9 ± 4	35 ± 15	7 ± 2	<8	<8	<10	8 ± 4	30 ± 15	<2	700 ± 90	<2
ORA 4	600 ± 90	<120	12 ± 4	25 ± 15	28 ± 4	<8	<8	<10	8 ± 4	40 ± 16	<2	370 ± 70	<2

3.8 Auswertung der Ergebnisse

3.8.1 Boden

Aufgrund der Entstehungsbedingungen ist für die Flächen im Stadtgebiet Oranienburg mit sehr heterogenen und unregelmäßigen Kontaminationsmustern zu rechnen. Das betrifft sowohl die flächenhafte Verbreitung als auch die Ausdehnung der Kontamination in die Tiefe. Damit sind repräsentative spezifische Aktivitäten für die Bodenkontaminationen nur schwierig angebar. Betrachtet man (obwohl einige Proben andere Herkunftsgebiete haben) die Gesamtheit vorliegenden Bodenanalysen als zufällige Stichprobe des Kontaminationsspot „Lindenring“, so ist eine orientierende Bewertung der großflächigen Bodenkontamination möglich.

Eine Auswertung aller vorliegenden Bodenanalysen (s. Kapitel 3.3 und 3.7.1) als Histogramm enthält Abbildung 3-6. Dargestellt sind die normierten Häufigkeiten der Messwerte von U-238, Ra-226 und Ra-228 über einer logarithmisch geteilten Skala mit Klassenbreiten von jeweils $1/3$ Größenordnung.

Berücksichtigt man, dass im Gebiet Oranienburg die Böden durch sehr geringe Eigenaktivität im Bereich von 10 bis 50 Bq/kg je Zerfallsreihe charakterisiert sind (s. Kapitel 6.8), zeigt das Diagramm, dass die ausgewerteten Datensätze nur wenig Proben enthalten, die als unkontaminiert zu bezeichnen sind. Eine Ursache dieses Befundes ist die Probenauswahl, die in den früheren Untersuchungen gezielt auf kontaminierte Proben orientierte und die Gesamtbewertung auch auf ergänzende Feldmessungen an Bohrmaterial zurückgreifen konnte.

Die kontaminierten Materialien können zumindest in grober Näherung durch logarithmische Normalverteilungen charakterisiert werden. Dabei wird sichtbar, dass die Kontamination durch thoriumhaltige Materialien (angezeigt durch Ra-228) bestimmt wird. Der häufigste Bereich der Ra-228-Aktivitäten für kontaminierte Ablagerungen liegt in den Klassen von etwa 700 Bq/kg bis 3.000 Bq/kg. Für Uran und Radium ist ein Bereich von 70 bis 700 Bq/kg ablesbar.

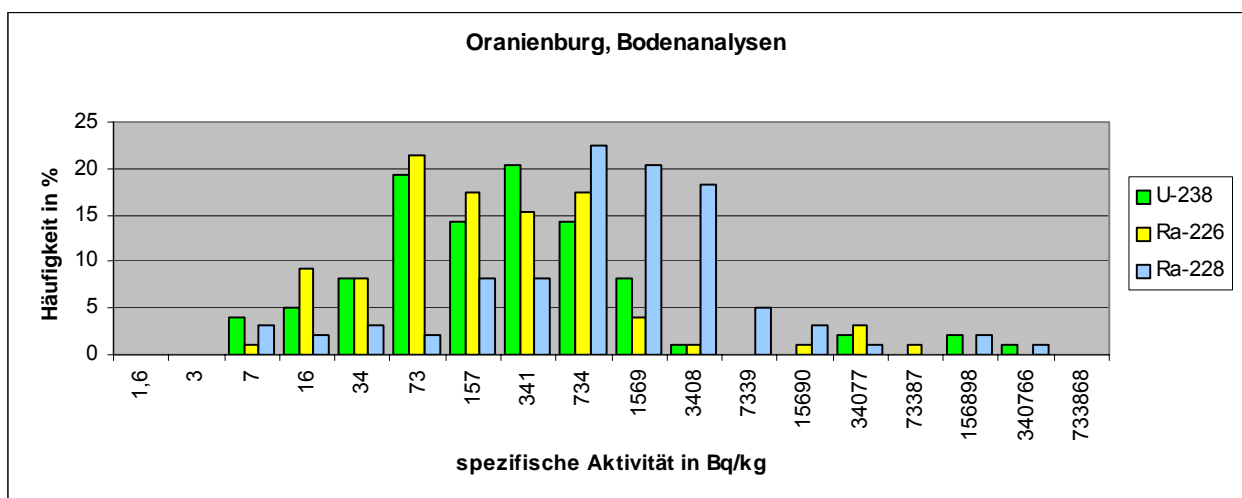


Abbildung 3-6: Oranienburg – Histogramm der Bodenanalysen

Da sowohl an den Standorten, die in den Altuntersuchungen erkundet worden sind, als auch auf den Flächen der aktuellen Untersuchungen vor mehr als 50 Jahren eine chemische Aufbereitung von Thorium-, Uran- und Seltene Erden Erzen stattfand, sind neben den spezifischen Aktivitäten auch unterschiedliche Typen von Kontaminationen zu erwarten. Da diese Typen auch in Bezug auf eine Expositionsermittlung unterschiedlich wirksam sind, ist eine Identifikation solcher Typen ein erster wichtiger Schritt, um auf komplex kontaminierten Standorten Grundlagen für die Festlegung von Nuklidvektoren für die Exposition zu erhalten.

Ausgehend von der Nutzungshistorie, den gemessenen Radionuklidaktivitäten und den Gesetzmäßigkeiten der Zerfallsreihen können mit den normierten Darstellungen der Nuklidvektoren nach Abschlussbericht I die Bodenkontaminationen des Gebietes Oranienburg 5 unterschiedlichen Typen zugeordnet werden. Als Datengrundlage der folgenden Auswertungen dienten die Arbeiten /HGN 00c/, /HGN 02a/ und die aktuellen Untersuchungen aus dem Jahr 2005.

- Th-Erze: Unbearbeitete thoriumhaltige Rohstoffe (wahrscheinlich Monazitsande u.ä.) sind durch hohe Th-Aktivitäten und Beimengungen der Uranreihe gekennzeichnet. Beide Zerfallsreihen befinden sich (nahezu) im Aktivitätsgleichgewicht. Auch Ac-227* als Vertreter der U-235-Reihe ist in etwa (Messunsicherheit beachten!) im Gleichgewicht mit der U-238 Reihe. Dieser Typ tritt überwiegend auf dem Gelände des ehemaligen Busbahnhofs auf (siehe Abbildung 3-7).
- Aufbereitungsrückstand der Thoriumproduktion: Durch den vermutlich schwefelsauren Aufschluss der Erze zeigen die Rückstände der chemischen Aufbereitung im Vergleich zu Ra-226 abgereicherte Th- und U-Aktivitäten. Diese Rückstände enthalten überwiegend die in Schwefelsäure wenig löslichen Elemente Radium und Blei und vermutlich auch Protactinium. Aufgrund der langen Zeit seit ihrer Abrennung (vor 1945) ist Ra-228 auf die Th-232-Restaktivität des Materials zerfallen und nur Ra-226 deutlich angereichert sichtbar. Pb-210 (und Po-210) sind evtl. auch durch teilweises Nachwachsen nahe an der Ra-226 Aktivität. Ac-227* als Tochternuklid von Pa-231 ist gegenüber U-238 deutlich angereichert. Dieser Typ wurde auf dem Gelände des ehemaligen Busbahnhofs angetroffen (siehe Abbildung 3-8).
- Thoriumprodukt: Böden; die mit chemisch abgetrenntem Thoriumkonzentrat („Produkt“) kontaminiert sind, zeigen im Nuklidvektor hohe Th-Aktivitäten und geringe U-Aktivitäten. Verglichen mit den Rohstoffen (s. Abbildung 3-7) ist die U-Zerfallsreihe einschließlich Ra-226 abgereichert und nur Th-230 zurückgeblieben. Da auch Pa-231 abgetrennt wurde, ist Ac-227* auf dem Niveau der Ra-226 Restaktivität. Dieser Typ findet sich auf den untersuchten Flächen Kindergarten, Busbahnhof, Goetschke und Klärwerk (siehe Abbildung 3-9).
- Aufbereitungsrückstände der Uranproduktion: Einige der in Oranienburg angetroffenen Nuklidvektoren sind durch Th-230 dominiert und weisen außerdem auffällig hohe Ac-227* Aktivitäten auf (siehe Abbildung 3-10)¹⁾. Dieser Nuklidvektor weist darauf hin, dass hier Rückstände vorliegen, die Reste einer

¹⁾ Die in der Abbildung dargestellten Nuklidvektoren sind normiert, d.h. es wurden alle spezifische Aktivitäten auf eine Gesamtaktivität bezogen, so dass die normierten Nuklidanteile a_{iN} statt spezifischer Aktivitäten a_i (i – Nuklid) angegeben sind, wobei $\sum a_{iN}=1,0$ gilt.

Aufbereitung von Uranerzen enthalten, in denen vor allem Thorium (und Protactinium) angereichert wurden. Die Ausgangsstoffe dieser Materialien müssen also urandominierte Erze gewesen sein. Da Ra-226 gegenüber Th-230 abgereichert ist, kann es sich um Reste einer Umfällung aus einem Aufschluss handeln. Das Verhältnis Th-232 (Ra-228 nachgewachsen!) zu Th-230 kann als Indikator des ursprünglichen Th/U-Verhältnisses im Erz angesehen werden.

- Uranprodukt (Urankonzentrat): Auf dem Gelände des ehemaligen Busbahnhofes wurde eine Bodenprobe mit sehr dominanter Uranaktivität angetroffen, bei der alle anderen Radionuklide abgereichert sind (siehe Abbildung 3-11). Dieser Nuklidvektor weist eindeutig auf Urankonzentrate hin.

Einige der untersuchten Proben weisen Nuklidvektoren auf, die sich im Wesentlichen auf eine Mischung dieser Materialtypen zurückführen lassen.

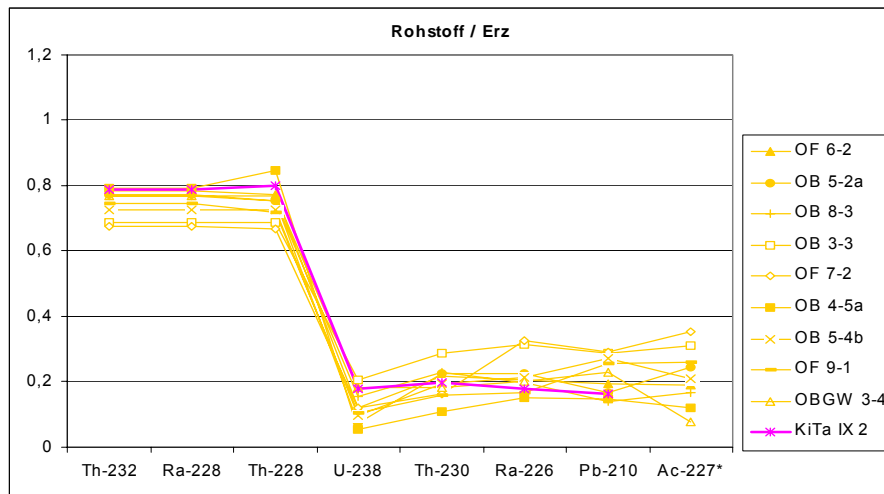


Abbildung 3-7: Oranienburg – Nuklidvektor von Rohstoffen

Als Gesamtaktivität wurde die Summe $a_{U-238,max}$ und $a_{Th-232,max}$ gebildet. Damit gilt: $a_{iN} = a_i / (a_{U-238,max} + a_{Th-232,max})$. Für die Nuklide der U-235 Reihe wurde die normierte Aktivität durch den Bezug auf die natürliche U-235 Aktivität gemäß $a_{iN} = a_i / (a_{U-238,max} + a_{Th-232,max})$ korrigiert, so dass im Gleichgewichtsfall die normierten Werte denen der U-238 Reihe entsprechen (s. auch Kapitel 6.1.2. im Abschlussbericht I dieses Forschungsvorhabens).

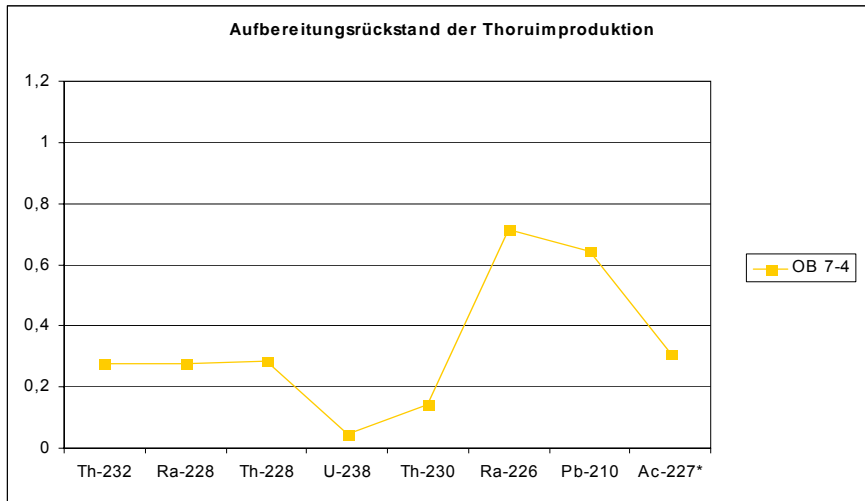


Abbildung 3-8: Oranienburg – Nuklidvektor von Aufbereitungsrückständen der Thoriumproduktion

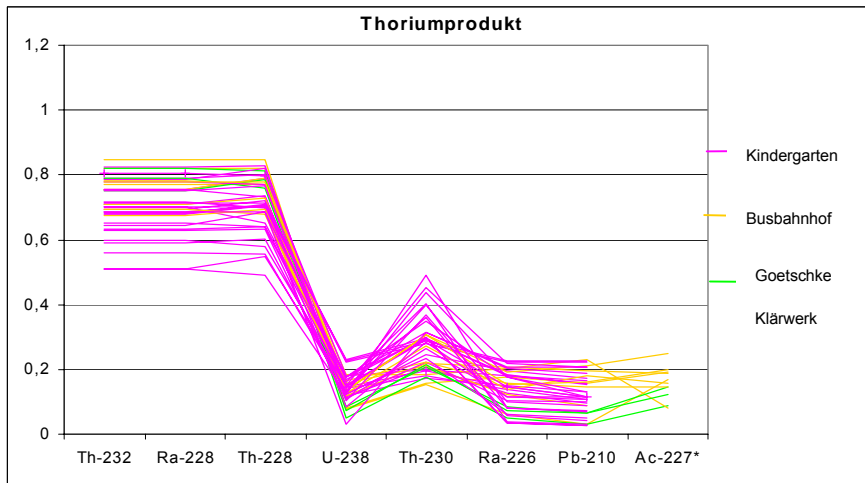


Abbildung 3-9: Oranienburg – Nuklidvektor von Thoriumprodukten

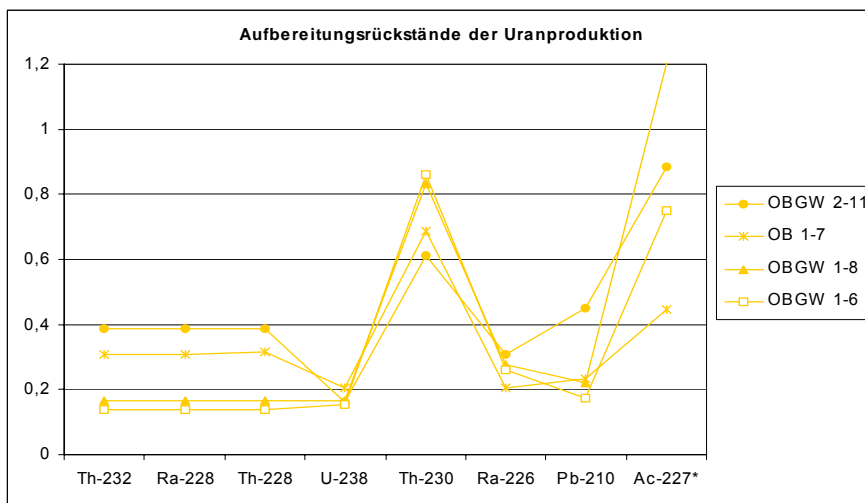


Abbildung 3-10: Oranienburg – Nuklidvektor von Aufbereitungsrückständen der Uranproduktion

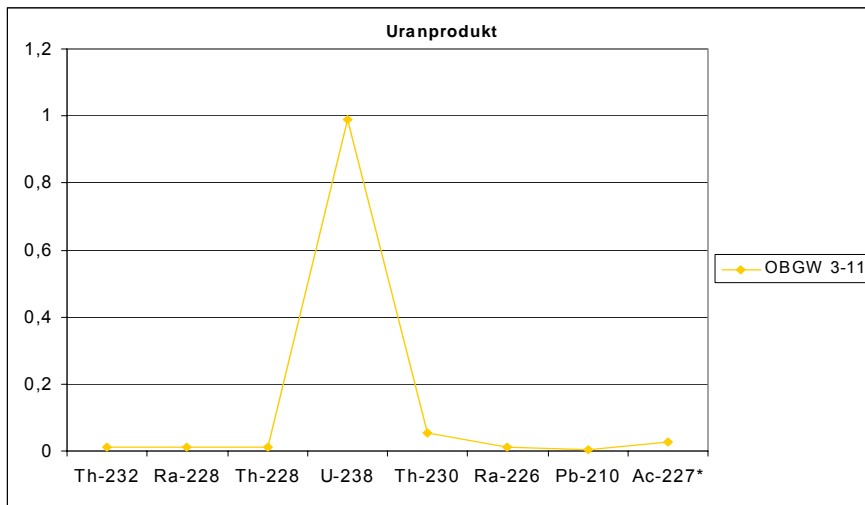


Abbildung 3-11: Oranienburg – Nuklidvektor von Urankonzentraten

Im Rahmen der Untersuchungen /HGN 01b/ wurden Th-230 und auch Ac-227 nicht mitbestimmt. Daher sind aus diesen Messungen keine detaillierten Nuklidvektoren ableitbar und keine eindeutigen Aussagen zur Entstehung der Materialien möglich. Zusammenfassend sind in der Abbildung 3-12 reduzierte Nuklidvektoren der untersuchten Proben dargestellt. Die meisten Proben zeigen eine hohe Th-Aktivität und eine geringe Aktivität in der U-238-Reihe. Ob es sich um Thoriumprodukte oder Rohstoffe handelt, ist aufgrund fehlender Th-230-Aktivitäten nicht sicher zu entscheiden. Bei den Proben ORB 4-1 bis 4-3 handelt es sich aufgrund der hohen Urananteile offensichtlich um eine Kontamination durch Urankonzentrat („Produkt“) (vgl. Abbildung 3-11). In den Proben ORB 2-1 und ORB 2-3 ist Ra-226 abgereichert. Eine direkte Zuordnung zu einem Materialtyp ist nicht möglich.

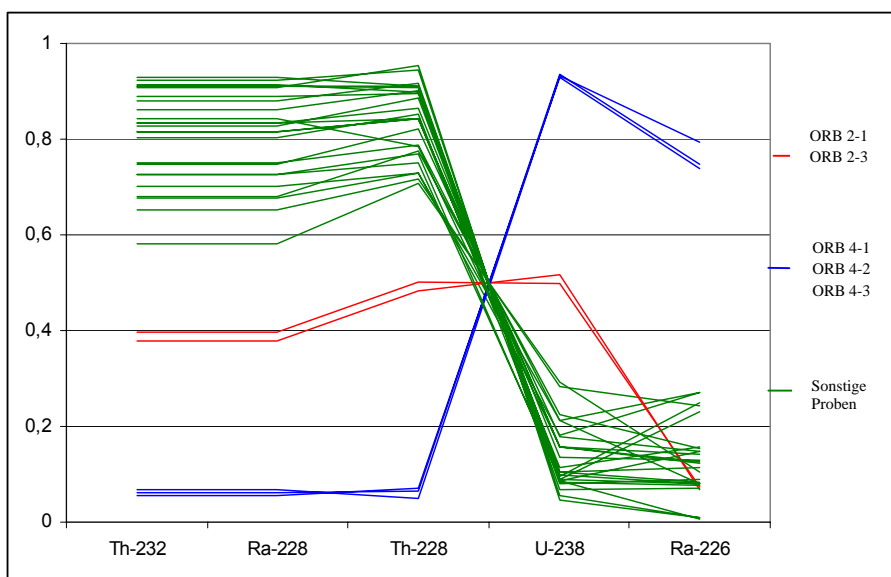


Abbildung 3-12: Oranienburg – Nuklidvektoren der Untersuchung /HGN 01b/

Eine Zusammenfassung der normierten Nuklidvektoren der einzelnen untersuchten Flächen enthält Tabelle 3-18.

Tabelle 3-18: Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Normierte Nuklidanteile

Fläche	Ra-228 (Ac-228)	Th-228 (Pb-212)	U-238 (Th-234)	Th-230	Ra-226	Pb-210	Ac-227* (Th-227*)
Goetschke	0,822	0,812	0,051	0,178	0,051	0,030	0,084
Klärwerk (Teilfläche 5)	0,771	0,772	0,077	0,211	0,077	0,065	0,126
Busbahnhof	0,653	0,654	0,196	0,425	0,273	0,270	0,500
KITA	0,709	0,716	0,164	0,308	0,160	0,141	

Die Nuklidvektoren allein erlauben keine belastbare Aussage über Mischungen verschiedener Materialtypen und sind auch nur eingeschränkt für Plausibilitätsprüfungen geeignet. In Abbildung 3-13 bis Abbildung 3-16 sind daher ausgewählte Aktivitätsverhältnisse in Anhängigkeit von der spezifischen Aktivität der Proben dargestellt.

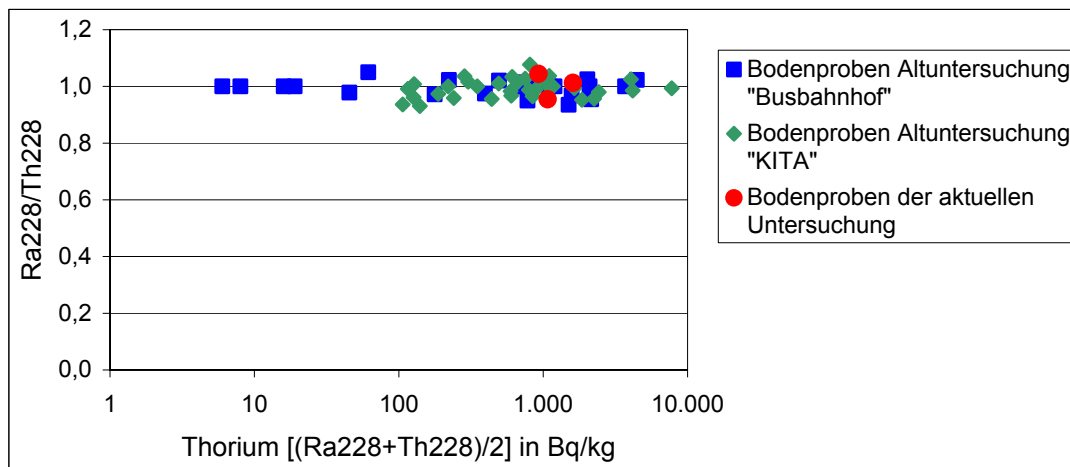


Abbildung 3-13: Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Aktivitätsverhältnisse Ra-228/Th-228 in Abhängigkeit vom Thoriumgehalt

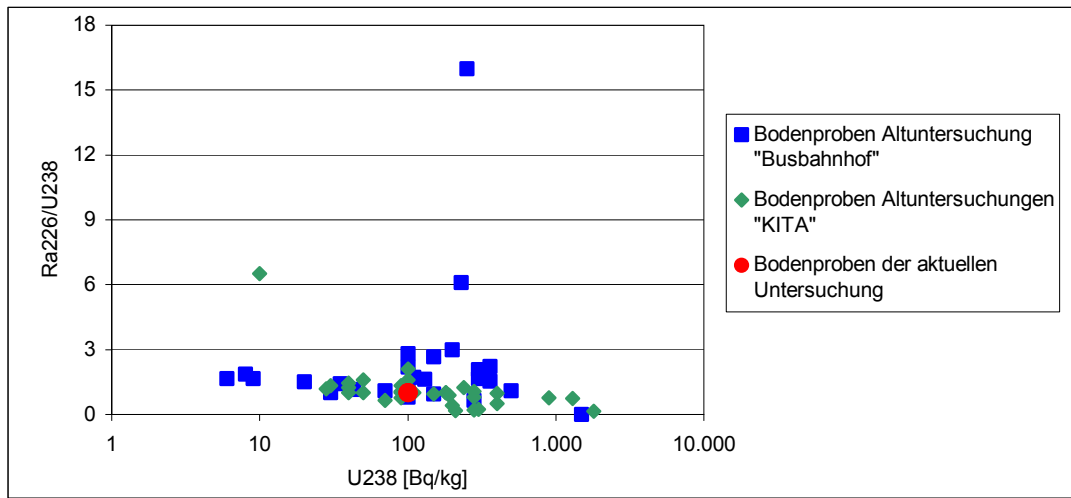


Abbildung 3-14: Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Aktivitätsverhältnisse Ra-226/U-238 in Abhängigkeit vom Urangehalt

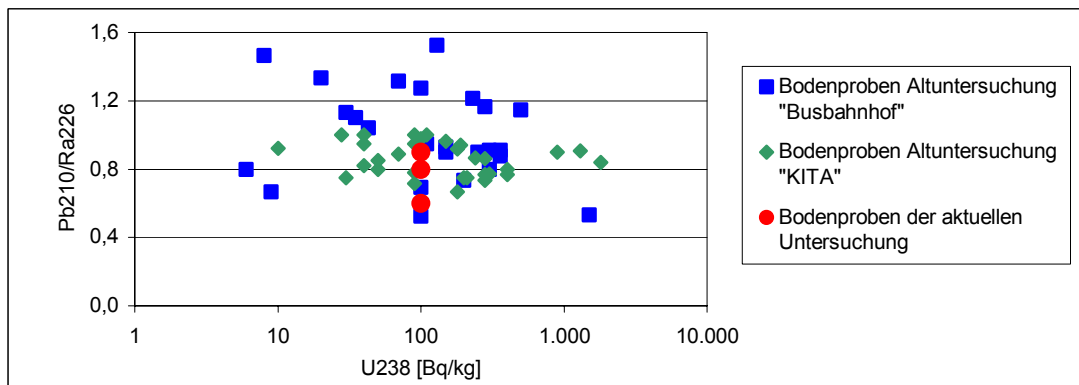


Abbildung 3-15: Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Aktivitätsverhältnisse Pb-210/Ra-226 in Abhängigkeit vom Urangehalt

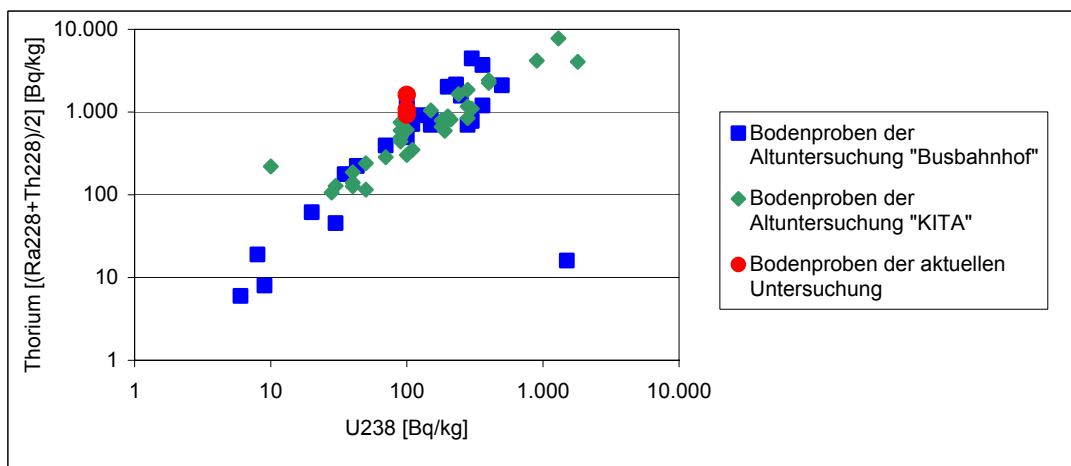


Abbildung 3-16: Oranienburg – Bodenuntersuchungen, Th-U-Diagramme

Aus diesen Diagrammen ergeben sich in den vorliegenden Fällen folgende Einschätzungen:

- Die Aktivitätsverhältnisse Ra-228/Th-228 liegen nahe am Gleichgewichtswert von 1,0 (s. Abbildung 3-13). Dieser Befund ist bei dem Alter der Ablagerungen zu erwarten. Die Messergebnisse sind daher plausibel und es kann für die Th-232-Reihe ein Aktivitätsgleichgewicht angesetzt werden.
- Die Aktivitätsverhältnisse von Ra-226/U-238 sind zumindest in einigen Proben der Altuntersuchungen deutlich vom Gleichgewicht entfernt (s. Abbildung 3-14). Dabei weisen hohe Verhältniswerte auf Rückstände einer Uranproduktion hin, wobei das Produkt Uran bereits abgetrennt ist. Niedrige Verhältnisse zeigen Beimengungen von chemisch abgetrenntem Uran an.

Die in den Bodenproben der Flächen „Goetschke“ und Klärwerk (Teilfläche 5) bestimmten Aktivitätsverhältnisse Ra-226/U-238 von 1 sind als die kleinstmöglichen Verhältnisse zu sehen. Ra-226 wurde in den Proben mit 100 Bq/kg und U-238 unterhalb der Nachweisgrenze (< 100 Bq/kg) bestimmt. Für die Berechnungen wurde aus Gründen der Konservativität für U-238 mit dem Wert von 100 Bq/kg gearbeitet. Es kann jedoch mit hinreichender Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass die Aktivität des U-238 unterhalb von 100 Bq/kg und somit das Aktivitätsverhältnis oberhalb von 1 liegt, was auch in diesen Fällen auf Rückstände einer Uranproduktion, bei der das Uran abgetrennt ist, hindeutet.

- Aufgrund des Alters sind im System Pb-210/Ra-226 Nichtgleichgewichte prinzipiell möglich, allerdings sollten die Verhältnisse Pb-210/Ra-226 nach 2 Halbwertszeiten nicht kleiner als 0,75 sein.

Die aus den Messdaten berechneten Pb-210/Ra-226-Werte vom Standort „Busbahnhof“ liegen im Bereich zwischen 0,5 und 1,5 (s. Abbildung 3-15). Sie streuen unabhängig vom Urangehalt. Die Pb-210-Defizite in den 4 Proben, die ein Aktivitätsverhältnis von unter 0,75 aufweisen, sind nicht durch Rn-222-Verluste zu erklären, da diese Proben aus mehr als 1 m Tiefe stammen. Da sowohl die exakte Messung von Ra-226 in Proben mit Uran aufgrund von Peaküberlappungen schwierig ist, als auch die Messung von Pb-210 durch die hohe Sensitivität der Selbstabsorption mit Unsicherheiten behaftet ist, sind die auffälligen Werte als Hinweis auf eine messmethodische Unsicherheit zu werten.

Die Pb-210/Ra-226-Werte vom Standorte „KITA“ sind im Wesentlichen größer als 0,75 und schwanken zwischen 0,7 und 1 unabhängig vom Urangehalt (s. Abbildung 3-14). Die Aktivitätsverhältnisse unter 0,75 der drei Ausreißer können durch Pb-210-Defizite aufgrund von Rn-222-Verluste erklärt werden, da diese Proben aus einem Tiefenintervall von 0-0,5 muGOK bzw. 0,5-1,0 muGOK stammen.

Von den drei Bodenproben der aktuellen Untersuchungen, liegt die Probe der Fläche „Goetschke“ mit einem Pb-210/Ra-226-Wert von 0,6 unter dem Aktivitätsverhältnis Pb-210/Ra-226 von 0,75 (s. Abbildung 3-14). Die beiden Proben der Fläche „Klärwerk (Teilfläche 5) weisen Verhältnisse von 0,8 und 0,9 auf. Das kleine Verhältnis des Bodens von der Fläche „Goetschke“ ist auf Pb-210-Defizite aufgrund von Rn-222-Verluste zurückzuführen. Die Probe entstammt dem Tiefenintervall von 0-0,5 muGOK. Da U-238 in den Proben der aktuellen Untersuchungen unterhalb der Nachweisgrenze (< 100 Bq/kg) bestimmt und daher mit einem Wert von 100 Bq/kg gearbeitet wurde, können die errechneten Pb-210/Ra-226-Verhältnisse nicht zu den Urangehalten in Beziehung gesetzt werden.

Eine signifikante Anreicherung von Pb-210 auf den untersuchten Flächen kann mit den Daten ausgeschlossen werden. Lediglich in den Untersuchungen „Busbahnhof“ wurden Aktivitätsverhältnisse Pb-210/Ra-226 oberhalb von 1 nachgewiesen.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Bodenproben auf eine beträchtliche Heterogenität der im Boden befindlichen radioaktiven Kontaminationen hinweisen. Dominant ist eine für die Produktion der Auerwerke charakteristische Thoriumkontamination (Th-232 und Tochternuklide). Für die kontaminierten Ablagerungen können in erster Näherung folgende Aktivitätsverhältnisse Th/U veranschlagt werden (s. Abbildung 3-16):

- Aktivitätsverhältnis Th/U am Standort „Busbahnhof“: ca. 5,8
- Aktivitätsverhältnis Th/U am Standort „KITA“: ca. 5,1
- Aktivitätsverhältnis Th/U am Standort „Goetschke“: ca. 16
- Aktivitätsverhältnis Th/U am Standort „Klärwerk (Teilfläche 5)“: ca. 10

Hierbei ist anzumerken, dass die Aktivitätsverhältnisse Th/U an den Standorten „Goetschke“ und „Klärwerk (Teilfläche 5)“ wahrscheinlich größer als hier errechnet sind, da an diesen Standorten mit konservativen U-238-Aktivität von 100 Bq/kg gerechnet wurde. Die Analysenwerte lagen bei kleiner als 100 Bq/kg.

Die Ausreißer bei der Errechnung des Th/U-Aktivitätsverhältnisses können durch andere, lokal auftretende Kontaminationen erklärt werden. Dazu gehören z.B. Ra-226 dominierte Rückstände der Erzlaugung und chemisch abgetrenntes Uran.

3.8.2 Grundwasser

Die vorliegenden Messergebnisse von U-238, Ra-226 und Ra-228 aus Altuntersuchungen von HGN, aus Messergebnissen des LUA Oranienburg und von den ergänzenden Grundwasserproben dieser Untersuchung sind in Abbildung 3-17 kartografisch und in Abbildung 3-18 als Histogramm dargestellt. Die farblichen Abstufungen in Abbildung 3-17 wurden unter Nutzung der Prüfwerte festgelegt, die für einen vereinfachten Nachweis zur Einhaltung der Richtdosis am Standort Oranienburg abgeleitet wurden /HGN 01b/.

Das Histogramm der Abbildung 3-18 zeigt die Häufigkeitsverteilung der ermittelten Konzentrationen mit einer Klassenbreite von $1/3$ Größenordnung. Die auf der Abszisse eingetragenen Ziffern sind die jeweiligen Klassenmitten. Unabhängig von einer radiologischen Bewertung zeigen die Abbildungen:

- Im Kontaminationsgebiet Lindenring (und Busbahnhof) (s. Kapitel 3.2.4, Abbildung 3-2) gibt es deutliche Grundwasserbelastungen durch Uran, die sich nach Süden bis in den Bereich des hier untersuchten Klärwerks erstrecken (ORA 4: 600 mBq/l U-238). Bisher ist nicht geklärt, wo die Eintragsquellen genau liegen und welche Materialien die Urankontamination verursachen. Da Uran auf Grund seiner Mobilität und Halbwertszeit auch längere Strecken im Wasser migrieren kann, ist ein Eintrag mit dem Sickerwasser oder auch über Direktkontakt von kontaminierten Böden und Grundwasser möglich.

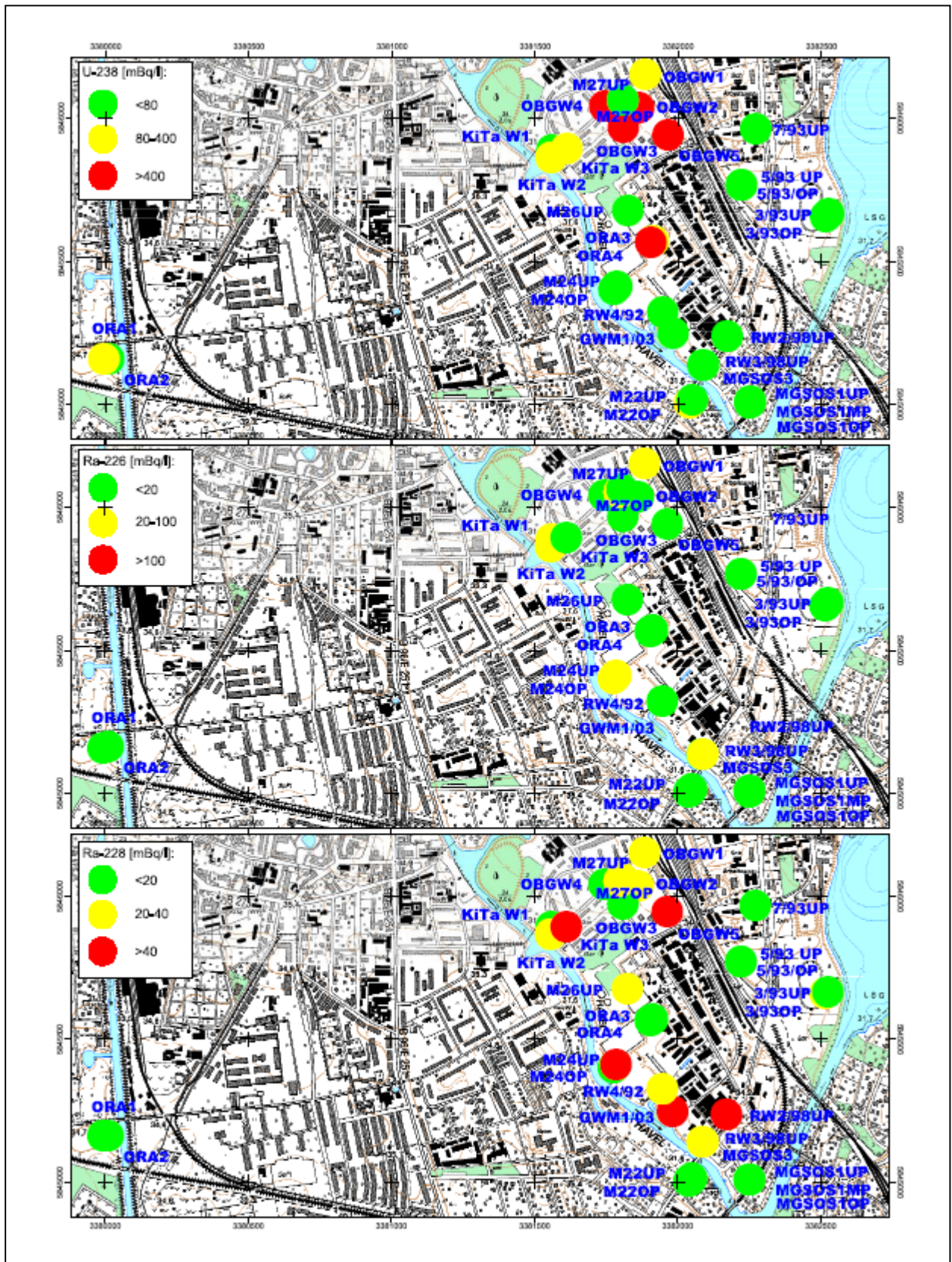


Abbildung 3-17: Oranienburg - Aktivitätskonzentrationen Grundwasser

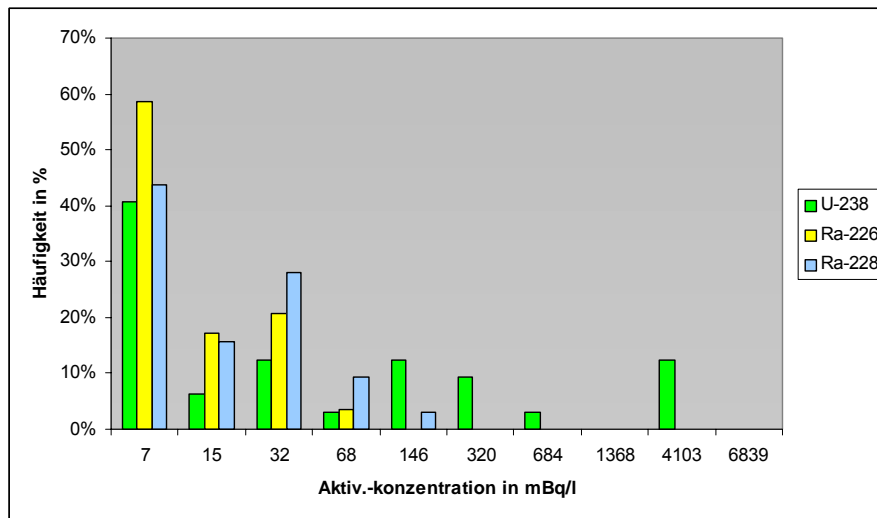


Abbildung 3-18: Oranienburg - Histogramm von Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser im Stadtgebiet Oranienburg

Anmerkung: Alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze wurden als „< 10 mBq/l“ eingeordnet

- Verbreitete Kontaminationen sind im Gebiet der Kontaminationsfläche „Lindenring“ auch für Ra-228 festzustellen. Dieses Nuklid findet sich sowohl im Norden (Lindenring, Busbahnhof) als weiter auch im Süden in Konzentrationen über 20 mBq/l. In einigen Messstellen wurden Konzentrationen über 40 mBq/l gefunden. Die höchsten Konzentrationen von Ra-228 im Grundwasser lagen bei 100 und 200 mBq/l (s. Tabelle 3-7 und Tabelle 3-12).
- Die Ra-226 Konzentrationen aller bisher untersuchter Grundwässer im Stadtgebiet Oranienburg liegen zum überwiegenden Teil unter 20 mBq/l und damit in einem als unkritisch ausgewiesenen Konzentrationsbereich. Das bedeutet allerdings nicht, dass diese Flächen völlig unbeeinflusst von den Bodenkontaminationen sind. Bei regionalen Hintergrundwerten von 8 mBq/l weisen zahlreiche Messstellen zumindest Ra-226 Konzentrationen über diesen Hintergrundwerten auf (s. Abbildung 3-18).
- An der Fläche „Goetschke“ wurden praktisch nur leicht erhöhte Urankonzentrationen im Grundwasser ermittelt.
- Die in der Aerogammaspektrometrie des Jahres 1997 gut erkennbare Kontamination an der südlichen Lehnitzstraße (s. Abbildung 3-2) ist in Bezug auf die Grundwasserbelastungen unauffällig.

Nicht in den Abbildungen enthalten sind die Ergebnisse der Pb-210 Messungen sowie von Ra-224. Bei den Ergebnissen der Altuntersuchungen lag Pb-210 häufig unter der Bestimmungsgrenze. Die Daten der aktuellen Messungen (s. Tabelle 3-17) zeigen jedoch, dass Pb-210 bereits in den ansonsten wenig belasteten Messstellen in Konzentrationen von 20 – 40 mBq/l vorkommt. In stärker kontaminierten Bereichen sind daher auch höhere Konzentrationen nicht auszuschließen.

Ra-224 ist aus radiologischer Sicht von nur geringer Bedeutung. Als kurzlebige Radionuklid kann es jedoch nur dann im Grundwasser in höheren Konzentrationen vorkommen, wenn es im unmittelbaren Umfeld der Messstelle radiogen aus dem im Allgemeinen sehr immobilen Th-228 (HWZ von 1,9 Jahre) produziert wird. Die Mehrzahl der bisher vorliegenden Messdaten zum Ra-224 zeigt, dass dieses Nuklid in Konzentrationen im Grundwasser gelöst ist, die über denen des Bezugsnuklids Ra-228 liegen. Das ist auch in solchen Proben der Fall, in denen Ra-228 weit über den Hintergrundwerten liegt (s. Abbildung 3-19). Dieser Befund an sich ist nicht ungewöhnlich und kann auf Rückstoßeffekte zurückgeführt werden. Im vorliegenden Fall zeigt er aber auch, dass die Radiumkontamination des Grundwassers in den meisten Fällen nicht auf den Sickerwassertransport, sondern auf Direktkontakt von Grundwasser und kontaminierten Böden zurückzuführen ist.

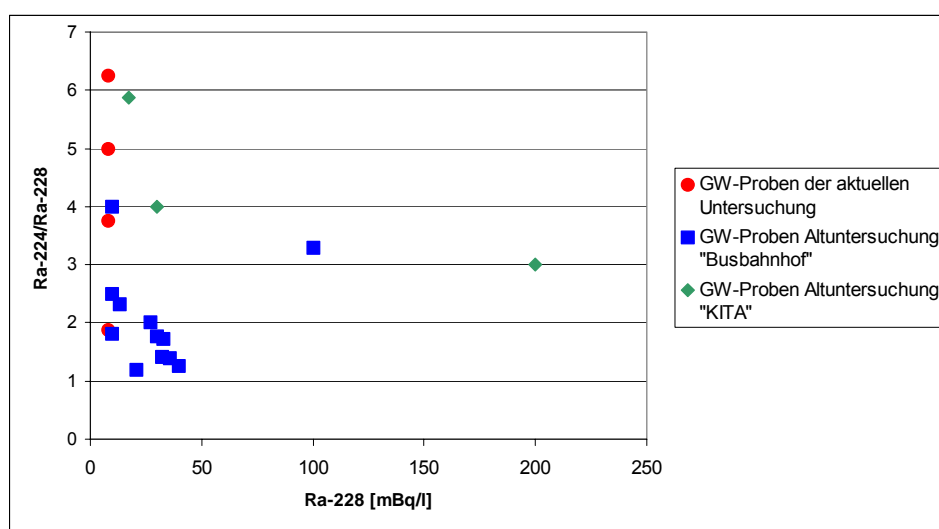


Abbildung 3-19: Oranienburg - Ra-224/Ra-228 Aktivitätsverhältnisse im Grundwasser des Gebietes

3.9 Ableitung von standorttypischen Daten

Insgesamt zeigen die vorliegenden Messergebnisse des Grundwassers im Stadtgebiet Oranienburg, dass die radioaktiven Bodenkontaminationen zu deutlich feststellbaren Grundwasser-Kontaminationen geführt haben. Obwohl das dominante Radionuklid Th-232 praktisch nicht mobil ist und die Migrationsreichweite von Ra-228 im Grundwasser aufgrund der relativ kurzen HWZ von nur 5,7 Jahren eingeschränkt ist, zeigen die Messbefunde, dass es zu einer Ra-228 Kontamination kommt. Die daraus resultierenden radiologischen Konsequenzen und Schlussfolgerungen in Bezug auf die Methodik von radiologischen Altlastenuntersuchungen werden im Kapitel 6.7 diskutiert.

Als Bewertungsbasis können aus den hier ausgewerteten Daten folgende standorttypische Angaben abgeleitet werden:

- Die Bodenkontaminationen im zentralen Kontaminationsgebiet „Lindenring“ werden durch Materialien bestimmt, die unterschiedliche Nuklidvektoren aufweisen. Es dominieren Th-Rohstoffe (wahrscheinlich seltene Erden) und Aufbereitungsrückstände mit chemisch extrahierten Elementen.
- In den Bodenproben sind (abgesehen von einigen z.T. unplausiblen Ungleichgewichten Pb-210/Ra-226) alle Ungleichgewichte in der U-238 Reihe an langlebige Radionuklide gebunden (Ra-226, Th-230, U-238). Die Th-232 Reihe ist in guter Näherung im Aktivitätsgleichgewicht. In Aufbereitungsrückständen sind Ungleichgewichte zwischen U-235 und Ac-227 festgestellt worden, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf extraktionsbedingte Störungen des Verhältnisses U-235/Pa-231 zurückzuführen sind.
- Als Modellwerte für weitere Auswertungen werden spezifische Aktivitäten der Bodenkontamination im Gebiet Lindenring von
 - Th-232 Reihe: 1500 Bq/kg
 - U-238, Ra-226: 300 Bq/kg

abgeschätzt. Die Werte werden bezüglich ihrer absoluten Höhe um ca. $\frac{1}{2}$ Größenordnung als unsicher eingeschätzt. Das Verhältnis U/Th entspricht jedoch gut den in Kapitel 3.8.1 gefundenen Werten.

- Als Modellwerte für weitere Auswertungen zu Grundwasserkontaminationen werden Aktivitätskonzentrationen im Grundwasser im Gebiet Lindenring von:
 - Ra-228: 30 mBq/l
 - U-238: 100 mBq/l
 - Ra-226: 25 mBq/l
 - Pb-210: 30 mBq/l (Po-210:10 mg/l)

verwendet. Die Werte wurden aus den Häufigkeitsverteilungen nach Abbildung 3-18 eingeschätzt.

4 Modellgebiet Rheinberger Altrhein

4.1 Naturräumliche Standortbedingungen

4.1.1 Geographie

Das untersuchte Gebiet befindet sich im Bundesland Nordrhein-Westfalen, Landkreis Wesel zwischen in den Ortschaften Rheinberg und Kamp-Lintfort unweit der Bundesstraße B 510 (siehe Abbildung 4-1).

Der in dieser Untersuchung schwerpunktmäßig betrachtete Rheinberger Altrhein hat eine Länge von 3.196 m. Östlich von Ossenberg wird der Altrheinarm durch die Ossenberger Schleuse abgeriegelt und fließt kanalartig eingetieft bis zu seiner Mündung in den Rhein.

Der Rheinberger Altrhein ist eingedeicht. Die Fläche zwischen Deich und Hochufer ist Überschwemmungsgebiet /HGN 06/.

4.1.2 Geologie / Hydrogeologie

Das Gebiet um den Rheinberger Altrhein gehört zur grundwasserreichsten Landschaft Nordrhein-Westfalens, dem Niederrheinischen Tiefland. Die Bruchtektonik, die Eiszeiten und die auf- und abtragende Kraft der alten Rheinschlingen und Urstromtäler prägen dieses Terrassenland.

Im Niederrheinischen Senkungsraum entwickelte sich seit dem Tertiär ein mächtiger Poren-Grundwasserleiter. Im Untersuchungsgebiet werden die kaltzeitlichen Sedimente ab der Elster-Eiszeit (Quartär) als eigentlicher Grundwasserleiter betrachtet. Die unterlagernden marinen Sedimente des Tertiärs bilden mit ihren geringen Durchlässigkeitsbeiwerten einen mächtigen Grundwasserhemmer.

Die Durchlässigkeitsbeiwerte der Sande und Kiese der Mittel- und Niederterrassensedimente betragen im Schnitt $3 \cdot 10^{-3}$ m/s. Hauptsächlich bindige und torfige warmzeitliche Sedimente können den Grundwasserleiter in Teilstockwerke unterteilen. Im Spätglazial bildete sich die „Moerser Donkenlandschaft“ aus, mit ihren typischen „Inseln“ aus Hochflutlehmen, die von Abflussrinnen umgeben sind. Hohe Grundwasserstände und günstiges Klima führten zur Bildung holozäner Torfe.

Die durchschnittliche Mächtigkeit des Porengrundwasserleiters beträgt etwa 21 m. Die Grundwasserfließrichtungen sind besonders in den bergbaubedingten Senkungsgebieten durch Poldermaßnahmen der LINEG, durch Wasserwerke und die Beanspruchung des Grundwasserleiters durch Nassabgrabungen künstlich beeinflusst. Als Grundwasser-Neubildungsrate kann mit Werten von $7 - 8 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$ gerechnet werden /HGN 06/.

Der Rheinberger Altrhein spiegelt noch deutlich die ursprüngliche Flussdynamik des Rheins wider. Das rechte Ufer, als Gleithang ausgebildet, befindet sich in holozänen Auenlehmen des Rheins, das linke Ufer, als Prallhang einige Meter höher gelegen, in den Niederterrassen - Sedimenten des Rheins.

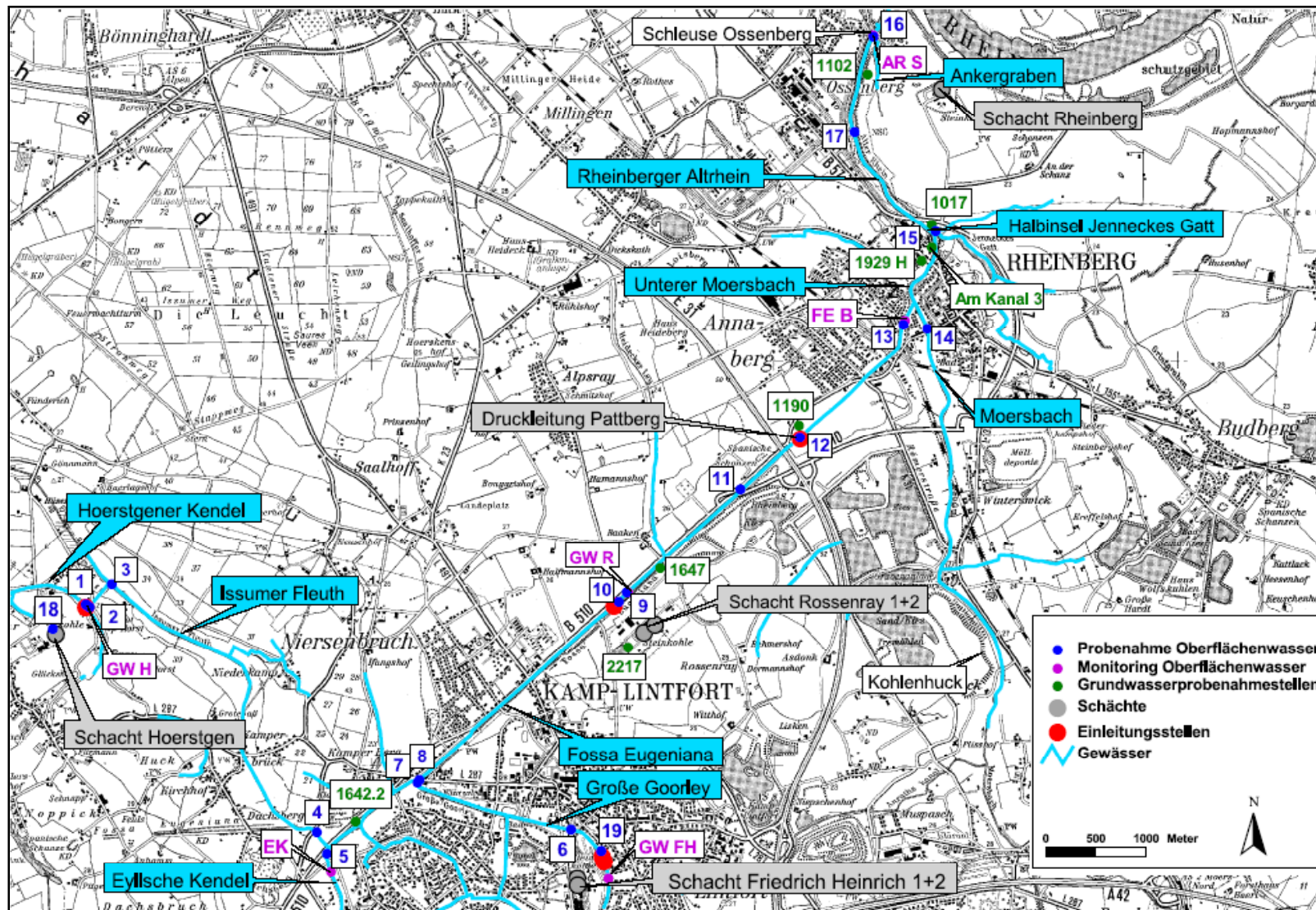


Abbildung 4-1: Rheinberg - Karte des Gewässersystems Fossa Eugenia mit Probenahmestellen Wasser

Im Holozän sedimentierten in der Erosionsrinne des Rheins feinkörnige Substrate, die sich zu den braunen Auenböden entwickelten und stellenweise vergleht sind. Die Bodenart ist schluffiger Lehm. In unterschiedlichen Tiefen (ab 0,8 – 2 muGOK) steht lehmiger, schluffiger Feinsand bis Sand an. Am Talrand kommt es zur Ausbildung basenhaltiger Parabraunerden, Gley-Parabraunerden und Braunerden /UVU 92/.

Die Böden und ihre Eigenschaften sind im Untersuchungsgebiet anthropogen stark überprägt. Standortfremde Substrate aus Anschüttungen sowie anthropogene Sedimente haben ein für Flussniederungen untypisches Boden-Formenspektrum geschaffen /SAN 86/.

4.1.3 Klima

Das maritim beeinflusste Makroklima dieser Region zeichnet sich durch relativ hohe Wintertemperaturen, relativ niedrige Sommertemperaturen, hohe Luftfeuchtigkeit, einen hohen Bewölkungsgrad, starke Winterwinde und geringe tägliche und jährliche Temperaturschwankungen aus /UVU 92/.

Nach den Daten des Deutschen Wetterdienstes beträgt der langjährige Durchschnittswert der Lufttemperatur 10,2 °C, die durchschnittliche Tagestemperatur 13,2 °C und der Durchschnittswert der Niederschlagshöhe 783 mm /HGN 06/.

4.2 Kontaminationsrelevante Standortbedingungen

4.2.1 Vorbemerkung

Im Weiteren werden die wichtigsten Standortnutzungen im Bereich der Rheinberger Altrheins sowie die daraus resultierenden Kontaminationen beschrieben. Dabei wird auf solche Nutzungen und Nutzungsformen besonders eingegangen, die im Zusammenhang mit der radioökologischen Modellierung von besonderer Bedeutung sind.

4.2.2 Nutzungshistorie

Die Ursprünge des Bergbaus am linken Niederrhein gehen auf das Jahr 1854 zurück. In diesem Jahr wurde durch eine Kohlebohrung in der Nähe von Homberg der Beweis erbracht, dass sich auch auf der westlichen Rheinseite die Kohleflöze fortsetzen /DSK/.

Im Jahr 1912 bzw. 1917 begann der linksrheinische Steinkohlenbergbau im Raum Kamp-Lintfort / Rheinberg mit der Inbetriebnahme der Bergwerke „Friedrich-Heinrich“ und „Niederberg“. Im Januar 2002 wurden diese niederrheinischen Schachtanlagen zum Bergwerk „West“, das am Standort des Bergwerkes „Friedrich-Heinrich“ entstand, zusammengeführt. Es kam zur Stilllegung der Baufelder im Bereich des ehem. Bergwerkes „Niederberg“.

Die Einleitung der Grubenwässer erfolgte über die Schachtanlagen des Bergwerkes „Friedrich-Heinrich“. Über eine Druckleitung wurden die Wässer aus dem Werk „Niederberg“ bis zu den Schachtanlagen von „Friedrich-Heinrich“ geleitet und ab dort flossen die Grubenwässer gemeinsam in die Fossa Eugenia, die in den Rheinberger Altrhein entwässert /HGN 06/.

4.2.3 Aktuelle Nutzungsverhältnisse

Bergbaulich wird im näheren Umfeld des zu betrachtenden Gewässersystems derzeit in den Grubenfeldern des Bergwerkes „West“ Steinkohlenabbau betrieben. Östlich daran angrenzend liegt das Grubenfeld des Bergwerkes „Walsum“. Als technische Anlage des Bergwerkes Walsum befindet sich bei Rheinberg eine Schachtanlage mit ausziehenden Wettern.

Die Entwässerung des Bergwerkes „West“ erfolgt über die drei Schachtanlagen Friedrich-Heinrich 1/2, Rosenray 1/2 und Hoerstgen (Friedrich Heinrich 4), die in die Fließgewässer Große Goorley und Fossa Eugenia sowie den Hoerstgener Kendel und die Issumer Fleuth über den Rheinberger Altrhein in den Rhein entwässern. Weitere eingeleitete Wässer stammen aus dem inzwischen bis zur 760 m Sohle gefluteten, früheren Bergwerk „Niederberg“, aus dem Wässer zu den Schächten des Bergwerkes „West“ übergeleitet werden.

Landschaftlich ist das an den Rheinberger Altrhein angrenzende, eingedeichte Gebiet geprägt von Überschwemmungsflächen mit teilweiser Beweidung und Grünlandnutzung. Die Beweidung auf diesem Grünland geht bis zur Uferkante. Das bedeutet, dass die Tiere Wasser aus dem Altrhein trinken können und es trotz der hohen Salzgehalte auch in bestimmtem Maße tun /SCHW 05/. Dabei kommt es zu Uferabbrüchen durch Trittschäden. Die Weideflächen umfassen nur einen Teil des eingedeichten Gebietes.

Der gesamte hier betrachtete Altrheinbereich von der Ossenberger Schleuse bis zur B 57 ist Naturschutzgebiet mit striktem Wegegebot (Betretungsverbot), eine Erschließung durch Wege besteht nicht. Im Nordwesten reichen die Siedlungsflächen von Ossenberg bis in die Nähe des eingedeichten Gebietes. Wohnbebauung mit Gartennutzung und ein Spielplatz befinden sich in der Nähe des Flusses, getrennt durch eine Straße und eine Werksbahn. Etwas weiter südlich in der Ortslage Rheinberg endet das Naturschutzgebiet an der B57 und das Gewässer wird frei zugänglich. Nahegelegene Nutzungen sind ein Schulzentrum, Sportplätze, ein Spielplatz und ein Jugendheim auf der linken Seite des Flusses. Auf der rechten Flussseite sind Ufergehölze und eine Straße. Erst jenseits der Straße schließen sich Grünlandflächen an.

Im näheren Untersuchungsgebiet findet keine Grundwassergewinnung zur Trinkwasseraufbereitung durch Wasserwerke statt. Die Trinkwasserversorgung erfolgt größtenteils zentral durch den Wasserverbund Niederrhein (WVN) mit Wasser aus dem Wasserwerk Moers-Gerdts /HGN 06/.

4.2.4 Art und Verteilung der Kontaminationen

Seit Beginn der bergbaulichen Einleitungen in das Gewässersystem der Fossa Eugenia in den 1920-er Jahren und bis zur Einführung von Kläranlagen in den 1970-er Jahren sedimentierten kohlenhaltige Materialien aus abgeleitetem Kohlenwaschwasser in den Gewässern und auf den Überschwemmungsflächen. Diese Ablagerungen weisen stellenweise Mächtigkeiten von 1 bis 3 m auf und sind u.a. im Naturschutzgebiet des Rheinberger Altrheins deutlich sichtbar.

Die Einleitung von Grubenwässern in die Vorflut hat nach bisheriger Kenntnis zu radiumhaltigen Kontaminationen der Gewässersedimente geführt. Generell sind erhöhte Konzentrationen von Radium in tiefen, salinaren (hoch salzhaltigen) Wässern nicht ungewöhnlich. Eine Ursache ist die Löslichkeit des Erdalkalimetalls Radium (sowie von Strontium und Barium) bei Abwesenheit von Sulfat, mit dem diese Elemente unlösliche Salze bilden. Fehlt den Wässern allerdings Barium, so kann sich Radium auch bei Anwesenheit von Sulfat lösen, da es chemisch in so geringen Mengen vorliegt, dass eine Salzbildung nicht stattfindet. Radiumanreicherungen in Grubenwässern sind daher natürlichen Ursprungs.

Da der Rheinberger Altrhein im betrachteten Bereich langsam fließt und einen dichten Uferbewuchs (Schilffelder) aufweist, liegen günstige Bedingungen für die Sedimentation vor /HGN 06/.

4.3 Bisherige radiologische Untersuchungen

Im betrachteten Untersuchungsgebiet fanden etwa Mitte der 1990er Jahre Untersuchungen zu den Radiumkontaminationen im Zusammenhang mit Einleitungen von Wässern des Steinkohlenbergbaus statt. Zunächst handelte es sich vor allem um wissenschaftliche Forschungsarbeiten der Universität Essen-Duisburg /WIE 96a/, /WIE 96b/, /FEI 97/, /SCH 01/. Mit dem „Bericht über die Tätigkeit der Bergbehörden des Landes Nordrhein-Westfalen im Jahr 2000“ (Ministerium für Verkehr, Energie und Landesplanung des Landes Nordrhein-Westfalen) wurden die Existenz dieser Kontaminationen auch in einer Veröffentlichung des Landes benannt. Im Jahr 2003 begann die Schutzgemeinschaft Bergbaubetroffener Rheinberg e.V. mit eigenen Messungen der ODL. Am 02.12.2003 wurde beim Materialprüfungsamt Nordrhein-Westfalen ein Gutachten von der Bezirksregierung Arnsberg in Auftrag gegeben /MPA 03/. Auftragsinhalt war die Durchführung von ODL-Messungen sowie Probenahme und Analytik von Sedimenten im Bereich Große Goorley, Fossa Eugenia und Rheinberger Altrhein. Die in diesen Arbeiten enthaltenen Ergebnisse zeigten, dass am Gewässersystem der Fossa Eugenia und am Rheinberger Altrhein radioaktive Kontaminationen vorkommen, die durch Ra-226 dominiert sind. Ursache der Kontamination sind Einleitungen von Grubenwässern in das Gewässersystem der Fossa Eugenia.

Von der HGN wurden in den Jahren 2004-2005 in Zusammenarbeit mit dem Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie der Universität Hannover, dem Fachbereich für Geowissenschaften der Universität Würzburg sowie dem Institut für Medizinische Strahlenbiologie der Universität Duisburg-Essen radioökologische Untersuchungen im Gewässersystem der Fossa Eugenia durchgeführt und in /HGN 06/ dokumentiert und aus-

gewertet. Die Ergebnisse dieser Arbeiten werden im Folgenden in Hinblick auf die Ziele dieser Studie ausgewertet. Dabei wird speziell der Teilbereich Rheinberger Altrhein betrachtet, der auch in /HGN 06/ als besonders relevant bezüglich der radiologischen Beurteilung beschrieben wird. Die Lage der in den folgenden Ausführungen benannten Probenahmepunkte ist Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2 zu entnehmen. Dort sind zusätzlich weitere Probenahmestellen dargestellt, die im Gutachten /HGN 06/ untersucht wurden.

ODL-Messungen

Zur Identifizierung kontaminierter Bereiche, zur Ermittlung des geogenen Hintergrundes im Untersuchungsgebiet sowie zur Messung von Grunddaten zur Ermittlung der äußeren Strahlenexposition wurde eine Kartierung der Ortsdosisleistung (ODL) durchgeführt. Die Ergebnisse, die aufgrund der hohen Anzahl an Messpunkten (> 6.000) an dieser Stelle nicht tabellarisch dargestellt sind, zeigen, dass die rechte Flussseite des Altrheins in Höhe der Ortschaft Ossenbergr als besonders auffällig zu bezeichnen ist. Es handelt sich dabei um einen flachen Böschungsbereich, der mit Röhricht bewachsen ist. Der Maximalwert beträgt 431 nSv h^{-1} und befindet sich direkt am Ufer. Mit zunehmender Entfernung von der Uferlinie (landeinwärts) nimmt die ODL ab und nähert sich dem Hintergrundwert. Die beschriebene Teilfläche befindet sich im Naturschutzgebiet.

Im südlichen Bereich des Altrheins befindet sich ein weiteres Gebiet mit erhöhten Ortsdosisleistungen. Es wurde ein Maximalwert von 373 nSv h^{-1} auf der linken Flussseite gemessen. Das Ufer ist frei zugänglich und mit Gras bewachsen. In der Nähe befinden sich ein Jugendheim, ein Schulzentrum und mehrere Sportplätze. Auf der gegenüberliegenden rechten Seite des Altrheins wurde ein Maximalwert von 366 nSv h^{-1} gemessen. Auf der Weide (linke Seite) ergaben sich folgende Maximalwerte: 393 nSv h^{-1} (vor dem Deich) und 137 nSv h^{-1} (hinter dem Deich). Zusammenfassend konnte mit Hilfe der ODL-Messungen festgestellt werden, dass das Gebiet des Rheinberger Altrheins von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus radiologisch deutlich beeinflusst ist.

ODL-Messungen an den Gewässern Issumer Fleuth, Eylische Kendel, Moersbach und Jenneckes Gatt ergaben Werte von unter 100 nSv/h . Als geogener Hintergrund im Untersuchungsgebiet wurde ein Wert von $81 \pm 10 \text{ nSv/h}$ abgeleitet (Mittelwert dieser vier Gewässer).

Boden

Zur Ermittlung der spezifischen Aktivitäten und Nuklidzusammensetzungen in oberflächlich anstehenden Sedimenten und Böden mit erhöhter ODL als Grundlage zur Ermittlung der potentiellen Dosis für Direktexposition und die Bewertung des Pfades Boden - Pflanze – Nahrung auf den Weideflächen am Altrhein wurden Bodenproben entnommen und radioanalytisch untersucht. Die Daten in Tabelle 4-1 beziehen sich auf Mischproben von Flächen (Lage s. Abbildung 4-2). Die überwiegende Zahl von Proben repräsentiert den Tiefenbereich 0-20 cm, einige den Tiefenbereich 0-10 cm.

Tabelle 4-1: Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenproben in Bq/kg /HGN 06/

Probe	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228(Ra-224)	Cs-137	K-40
Probenahmetiefe 0-20 cm							
F1	22,7 ± 1,8	187,1 ± 3,9	118,2 ± 12,0	33,8 ± 1,5	36,8 ± 1,1	15,8 ± 0,5	370 ± 11
F2	35,7 ± 2,5	317,6 ± 6,7	168,9 ± 17,3	43,4 ± 2,0	48,5 ± 1,4	19,7 ± 0,6	384 ± 11
F3	37,9 ± 3,0	517,3 ± 10,9	227,2 ± 22,9	58,7 ± 2,6	66,9 ± 2,0	15,2 ± 0,5	393 ± 11
F4	56,0 ± 6,9	1.199,2 ± 25,1	592,0 ± 59,5	93,2 ± 4,2	112,1 ± 3,1	49,0 ± 1,5	495 ± 15
F5	<46	609,0 ± 36,0	342,0 ± 40,0	55,0 ± 4,3	66,0 ± 1,6	11,0 ± 1,0	534 ± 46
F6	<26	267,0 ± 16,0	119,0 ± 18,0	35,0 ± 2,8	43,0 ± 3,1	9,3 ± 0,7	523 ± 45
F7	27,0 ± 1,6	35,0 ± 2,3	22,0 ± 4,6	25,0 ± 2,0	22,0 ± 1,7	9,3 ± 0,7	663 ± 55
F8	<52	1.440,0 ± 86,0	700,0 ± 74,0	93,0 ± 10,0	160,0 ± 10,0	115,0 ± 6,1	596 ± 48
F9	36,2 ± 2,8	453,7 ± 9,5	199,9 ± 20,3	55,1 ± 2,4	62,2 ± 1,7	14,0 ± 0,4	428 ± 12
F10	41,8 ± 4,3	704,9 ± 14,7	309,3 ± 31,5	66,6 ± 3,0	79,2 ± 2,3	20,2 ± 0,6	415 ± 12
F11	56,0 ± 4,8	1.098,3 ± 23,2	517,4 ± 51,9	103,5 ± 4,6	119,0 ± 3,5	43,4 ± 1,3	467 ± 14
F12	<64	1.495,0 ± 89,0	722,0 ± 75,0	128,0 ± 8,8	184,0 ± 11,0	123,0 ± 6,5	540 ± 48
F13	<61	1.311,0 ± 78,0	708,0 ± 73,0	91,0 ± 6,6	131,0 ± 8,4	66,0 ± 3,6	588 ± 48
F14	<52	935,0 ± 56,0	584,0 ± 61,0	63,0 ± 4,9	84,0 ± 15,0	35,0 ± 2,1	554 ± 48
F15	<38	454,0 ± 27,0	291,0 ± 36,0	43,0 ± 3,6	52,0 ± 3,9	15,0 ± 1,1	533 ± 46
F16	42,0 ± 17,0	157,0 ± 9,5	58,0 ± 9,7	25,0 ± 2,1	26,0 ± 1,1	6,2 ± 0,5	445 ± 38
F17	<34	333,0 ± 20,0	167,0 ± 22,0	42,0 ± 3,3	50,0 ± 3,5	7,2 ± 0,6	495 ± 43
F18	<66	1.419,0 ± 85,0	563,0 ± 66,0	163,0 ± 11,0	207,0 ± 12,0	38,0 ± 2,3	578 ± 51
F19	30,8 ± 3,0	186,3 ± 3,9	102,2 ± 10,3	38,8 ± 1,7	41,0 ± 1,3	13,4 ± 0,4	528 ± 15
F20	50,4 ± 4,5	789,1 ± 16,5	358,5 ± 36,2	85,6 ± 3,8	97,4 ± 2,9	21,8 ± 0,7	489 ± 14
JG1	46,6 ± 3,5	731,1 ± 15,4	367,9 ± 36,9	74,9 ± 3,3	83,4 ± 2,3	16,6 ± 0,5	531 ± 16
JG2	51,4 ± 4,8	884,7 ± 18,5	385,7 ± 39,1	94,0 ± 4,2	104,2 ± 3,1	21,6 ± 0,7	491 ± 14
JG3	55,3 ± 6,0	1.097,3 ± 23,0	437,9 ± 44,5	126,5 ± 5,6	139,3 ± 4,0	30,5 ± 1,0	433 ± 13
JG4	57,0 ± 5,4	790,5 ± 16,6	313,1 ± 31,8	111,2 ± 4,9	119,3 ± 3,4	19,7 ± 0,6	434 ± 13
SPK(U)	<30	420,0 ± 25,0	264,0 ± 31,0	29,0 ± 2,6	39,0 ± 3,0	4,8 ± 0,5	495 ± 42
WF1	21,8 ± 1,2	96,2 ± 2,0	58,4 ± 6,0	25,5 ± 1,1	26,1 ± 0,7	16,1 ± 0,5	403 ± 12
WF2	42,2 ± 2,0	45,5 ± 1,0	38,7 ± 4,0	43,0 ± 1,9	43,2 ± 1,2	14,0 ± 0,4	710 ± 21
WFU	34,6 ± 1,7	47,6 ± 1,0	46,5 ± 5,3	44,6 ± 2,0	44,4 ± 1,2	15,0 ± 0,5	700 ± 20
WF0	48,9 ± 4,7	944,6 ± 19,7	387,5 ± 39,0	116,3 ± 5,2	131,0 ± 3,9	32,4 ± 1,0	453 ± 13
Probenahmetiefe 0-10 cm							
F1	24,0 ± 2,2	182,8 ± 3,6	108,6 ± 11,0	33,2 ± 1,5	35,8 ± 1,1	13,6 ± 0,4	378 ± 11
F2	29,1 ± 3,0	293,3 ± 5,7	166,5 ± 16,9	42,0 ± 1,9	46,0 ± 1,4	21,0 ± 0,6	393 ± 11
F3	37,2 ± 4,6	670,8 ± 13,0	298,8 ± 30,3	71,7 ± 3,2	82,5 ± 2,4	21,5 ± 0,6	404 ± 12
F4	44,4 ± 5,5	1.305,1 ± 27,8	638,2 ± 64,2	108,1 ± 4,8	130,6 ± 4,6	60,5 ± 1,8	454 ± 13
F5	30,5 ± 3,4	682,8 ± 15,6	360,5 ± 36,2	57,4 ± 2,7	65,6 ± 2,4	19,3 ± 0,7	466 ± 14
F6	20,5 ± 1,8	297,5 ± 5,7	139,1 ± 14,2	37,5 ± 1,7	42,0 ± 1,2	11,3 ± 0,3	468 ± 13
F9	29,8 ± 3,6	596,6 ± 13,6	282,1 ± 28,3	64,7 ± 2,9	73,6 ± 2,6	19,4 ± 0,7	425 ± 13
F10	28,1 ± 4,5	1.000,8 ± 22,8	457,2 ± 46,2	89,4 ± 4,1	104,5 ± 3,4	27,5 ± 1,0	442 ± 13
F11	45,6 ± 5,4	1.397,4 ± 26,7	639,8 ± 64,9	132,8 ± 5,9	155,2 ± 4,3	60,4 ± 1,7	442 ± 13
F12	46,3 ± 6,1	1.576,0 ± 30,0	710,1 ± 71,4	173,8 ± 7,6	207,1 ± 5,6	103,3 ± 3,0	446 ± 13
F13	46,4 ± 6,2	1.299,9 ± 24,9	592,3 ± 59,8	115,5 ± 5,1	139,7 ± 4,0	92,4 ± 2,7	402 ± 12
F14	50,1 ± 6,3	1.281,2 ± 24,8	639,3 ± 64,1	98,4 ± 4,4	119,3 ± 3,5	61,2 ± 1,8	471 ± 14
F15	34,0 ± 4,7	858,3 ± 19,7	467,5 ± 47,3	71,2 ± 3,3	84,3 ± 3,2	29,8 ± 1,0	422 ± 13
F16	28,1 ± 3,2	453,1 ± 9,0	215,9 ± 21,8	48,0 ± 2,1	55,7 ± 1,7	17,0 ± 0,5	390 ± 11

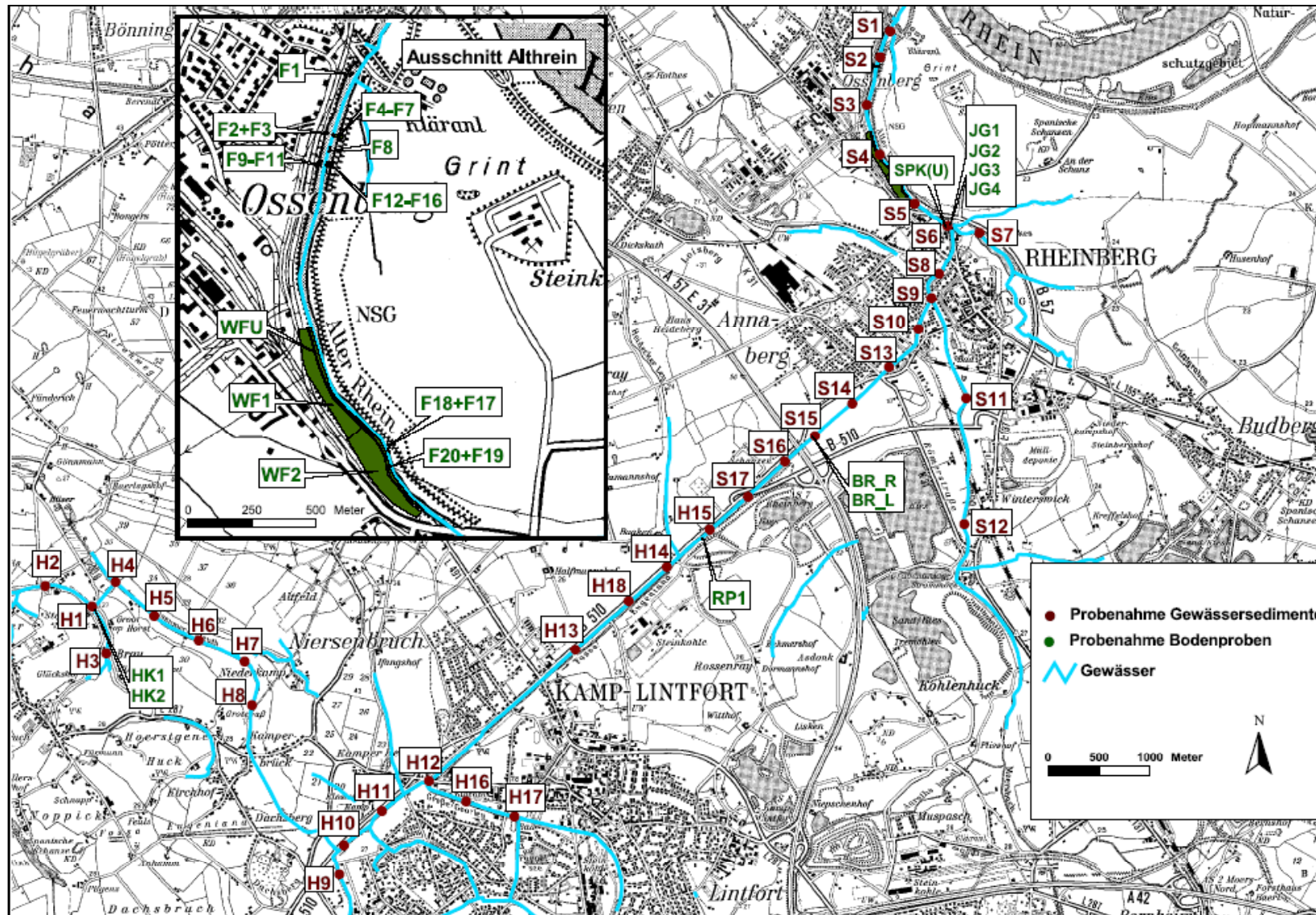


Abbildung 4-2: Rheinberg - Übersichtskarte mit Probenahmestellen der Gewässersedimente und Bodenmischproben

Bodenprofile

Auf den kontaminierten Flächen des Rheinberger Altrheins wurden zur Aufnahme von Bodenprofilen mehrere Rammkernsondierungen durchgeführt und ein Schurf angelegt /HGN 06/, um aus der vertikalen Abfolge der Kontamination auf die zeitliche Entwicklung der Radionuklideinträge in die Auenböden zu schließen und um daraus zukünftige Entwicklungen der Kontamination abzuschätzen zu können. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden in Kapitel 4.5 beschrieben.

Oberflächenwasser

Eine Zusammenstellung der Ergebnisse enthält Tabelle 4-2. Auf die Messwerte von Cs-137 wurde verzichtet, da alle diesbezüglichen Konzentrationen unter den Nachweisgrenzen lagen.

Tabelle 4-2: Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Oberflächenwasser, unfiltriert in Bq/l /HGN 06/

Bezeichnung der Probe	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Ra-224	K-40
Nr. 15 Jennekes Gatt	< 0,23	< 0,02	< 0,28	< 0,07	< 0,04	< 0,23
Nr. 16 R. Altrhein; Schleuse Ossenberg	< 0,20	0,03 ± 0,01	< 0,26	< 0,08	< 0,04	0,83 ± 0,14
Nr. 17 R. Altrhein; Zentralbereich mit angrenzender Weidenutzung	< 0,20	0,02 ± 0,01	< 0,27	< 0,07	< 0,04	0,81 ± 0,14

Ergänzend zu den Ergebnissen der Oberflächenwässer sind in Tabelle 4-3 die Daten von Monitoringbeprobungen zusammengestellt. In diese Tabelle wurden nur die drei Nuklide aufgenommen, die für die Beurteilung wesentlich sind.

Tabelle 4-3: Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Monitoringbeprobung Oberflächenwasser, unfiltriert in Bq/l /HGN 06/

Bezeichnung der Probe	Ra-226	Ra-228	K-40
1. Monitoringbeprobung (04.10.2004)			
R. Altrhein, Schleuse Ossenberg (Nr. 16)	0,023 ± 0,004	< 0,062	0,94 ± 0,059
2. Monitoringbeprobung (03.11.2004)			
R. Altrhein, Schleuse Ossenberg (Nr. 16)	0,025 ± 0,004	< 0,017	0,875 ± 0,058
3. Monitoringbeprobung (07.12.2004)			
R. Altrhein, Schleuse Ossenberg (Nr. 16)	0,025 ± 0,003	< 0,016	0,824 ± 0,057
4. Monitoringbeprobung (04./05.01.2005)			
R. Altrhein, Schleuse Ossenberg (Nr. 16)	0,020 ± 0,003	< 0,016	0,720 ± 0,055
5. Monitoringbeprobung (01./02.02.2005)			
R. Altrhein, Schleuse Ossenberg (Nr. 16)	0,027 ± 0,006	< 0,016	0,666 ± 0,051

Grundwasser

Die spezifische Aktivität und Nuklidzusammensetzung des Grundwassers am Rheinberger Altrhein wurde als Grundlage zur Ermittlung der Ingestionsdosis durch Wasser bzw. Nahrungsmittel durch 2 Grundwasserproben untersucht. Eine Zusammenstellung der Ergebnisse enthält Tabelle 4-4.

Tabelle 4-4: Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Grundwasser in Bq/l /HGN 06/

Bezeichnung der Probe	Radon	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Ra-224	K-40
GWMS 1017 (Zulauf Jennekes Gatt)	16,5	<0,087	<0,006	<0,095	<0,017	<0,014	0,11±0,042
GWMS 1102 (bei Ossenber, rechtes Ufer)	-	<0,036	0,015±0,002	<0,047	0,017±0,005	<0,007	0,58±0,033

Gewässersedimente

Die spezifische Aktivität und Nuklidzusammensetzung der Gewässersedimente wurden anhand von 7 Proben aus dem Rheinberger Altrhein analysiert. Die Ergebnisse der Messungen enthält Tabelle 4-5.

Tabelle 4-5: Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Gewässersedimente in Bq/kg /HGN 06/

Probe	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Cs-137	K-40
S1	<17	85 ± 13,0	27,0 ± 10,0	19 ± 1,5	21 ± 1,7	<1,4
S2	<19	43 ± 6,4	29,0 ± 9,4	24 ± 1,8	18 ± 1,4	<1,4
S3	<25	250 ± 15,0	128,0 ± 19,0	46 ± 3,3	45 ± 3,1	2,5 ± 0,3
S4	<20	92 ± 5,6	35,0 ± 11,0	27 ± 2,2	22 ± 1,8	<2,4
S5	<24	179 ± 11,0	57,0 ± 12,0	37 ± 2,7	35 ± 2,5	<2,5
S6	<21	40 ± 7,4	31,0 ± 9,3	37 ± 2,8	35 ± 2,5	8,6 ± 0,6
S7	<24	298 ± 18,0	100,0 ± 20,0	69 ± 3,9	61 ± 3,9	<1,8

Biomaterial

Um von Biomaterialien als Teil der Nahrungskette standortbezogene Daten zu erhalten, wurden spezifische Aktivitäten und Nuklidzusammensetzungen in Biomaterialien anhand von Proben aus Weidegras, Fischfleisch und Nutriafleisch untersucht. Die Ergebnisse der Messungen enthält Tabelle 4-6.

Tabelle 4-6: Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Biomaterial in Bq/kg bezogen auf Originalmasse /HGN 06/

Probe	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228	K-40
Weidegras ^a	0,13 ± 0,04	0,24 ± 0,01	1,32 ± 0,14	0,25 ± 0,02	0,10 ± 0,01	180 ± 7
Fisch (Aal) ^b	< 0,12	0,02 ± 0,01	< 0,15	< 0,05	0,01 ± 0,003	34,3 ± 1,8
Fisch (Aland) ^a	< 0,18	0,02 ± 0,01	< 0,22	< 0,08	0,01 ± 0,004	118 ± 6
Fisch (Aal) ^c	< 0,21	0,02 ± 0,01	0,33 ± 0,13	< 0,09	< 0,08	72,6 ± 3,8
Nutria ^a	< 0,28	0,60 ± 0,03	< 0,63	< 0,09	0,09 ± 0,01	160 ± 7

^a Rheinberger Altrhein; ^b Fossa Eugeniana; ^c Referenzgebiet

Radon-Exhalation

Die Ergebnisse von Messungen der Radon-Exhalationsraten von Böden zeigt Abbildung 4-3. Die Probenbezeichnungen stimmen mit den Entnahmestellen der Bodenproben überein. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Messungen im November 04 und September 05 sind auf die unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen, insbesondere die (im November 2004 höhere) Bodenfeuchte zurückzuführen.

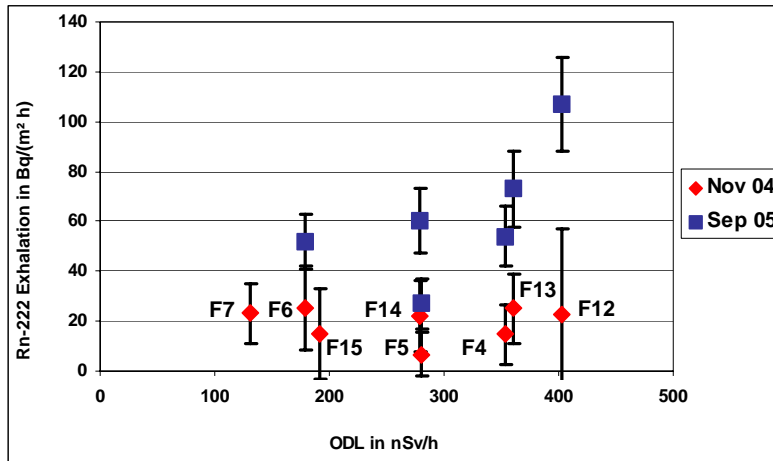


Abbildung 4-3: Rheinberg - Ergebnisse Radonexhalation von Böden im Altrheingebiet /HGN 06/

Bindung von Radionukliden im Boden

Die Mobilität und die Mobilisierbarkeit der Radionuklide im Boden ist abhängig von der chemischen Bindungsform. Die Ergebnisse der sequenziellen Extraktion zur Bindungsformanalyse sind in Tabelle 4-7 für Böden des Altrheingebietes dargestellt. Da in den meisten Fällen aufgrund der eingesetzten Probenmasse von 5 g die Aktivität im Eluat unter der Bestimmungsgrenze lag, konnte nur die aus der Bestimmungsgrenze ableitbare Obergrenze einer möglichen Ra-226 Konzentration angegeben werden. Durch Bezug dieser Obergrenze auf die Aktivität des eingesetzten Probenmaterials wurden die Ergebnisse der Tabelle 4-7 erhalten. Sie zeigen, dass in den belasteten Böden das Radium weder an austauschbare, an säurereduzierende oder oxidierbare Fraktionen gebunden ist und daher nur in einem sehr geringen Maße eluierbar ist.

Tabelle 4-7: Rheinberg - Ergebnisse Eluierbarkeit von Ra-226 /HGN 06/

Probe	Ra-226 in Bq/kg	E1: Austauschbare Fraktion (an Oberflächen adsorbiert) und Carbonate	E2: Säurereduzierbare Fraktion (Mn- Fe-Oxide)	E3: Oxidierbare Fraktion (organisches Material und Sulfide)
		Eluierter Anteil in %		
F12	1.495	< 2,1	< 2,0	< 2,0
F7	35	< 86	< 81	< 88
F5	609	< 5,1	< 4,9	< 4,7
F18	1.419	< 2,1	3,1	< 2,4

4.4 Ergänzende Probenahmen dieser Studie

Die Untersuchungsergebnisse aus /HGN 06/ zeigten deutlich, dass die Messungen von Tiefenprofilen der Radionuklide wesentliche Beiträge zur Klärung der Entwicklung der Kontamination und damit auch zur Prognose zukünftiger Situationen liefern. Da andererseits der Aufwand zur Messung von hochaufgelösten Tiefenprofilen erheblich ist, konnten auch in der Untersuchung /HGN 06/ nur einige ausgewählte Stellen beprobt werden. Aus diesem Grund wurde eine Ergänzung der Messungen durch zusätzliche Bestimmungen im Rahmen dieser Arbeit veranlasst. Für diese Messungen wurden Flächen am Rheinberger Altrhein ausgewählt, an denen Ablagerungen mit erhöhter Radioaktivität vorkommen. Damit sollten die in der Arbeit /HGN-06/ dokumentierten Untersuchungen von Bodenprofilen weiter untersetzt werden. Am rechten Ufer des Rheinberger Altrheins wurden dazu am 21.03.2005 drei Bodenprofile für die Bestimmung der Tiefenverteilung der Radionuklide (RB 3.1, RB 3.2 und RB 3.3) entnommen. Die Probenahme erfolgte mit 12 cm bzw. 25 cm langen Stechzylindern. Zusätzlich wurden mit einem 12 cm langen Stechzylinder die Proben RB 1 und RB 2 entnommen, um eine über diesen Bodenhorizont gemittelte Dichtebestimmung durchzuführen. Am 11.04.2005 wurden noch näher am Ufer des Rheinberger Altrheins die Bodenprofile RB BP-B1 (35 cm Stechzylinder), RB BP-A1 (12 cm Stechzylinder) und RB BP-A2 (29 cm Stechzylinder) entnommen.

4.5 Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen dieser Studie

Die Analysenergebnisse von Bodenprofilen, die mit dieser Arbeit zusätzlich zu den Untersuchungen in /HGN 06/ untersucht wurden, sind in Anlage 6 dokumentiert. Die daraus übertragenen Messergebnisse der massenbezogenen Aktivitäten sind in Tabelle 4-8 zusammengestellt.

Tabelle 4-8: Rheinberg - Ergebnisse Radionuklidanalytik Bodenprofile in Bq/kg

	Tiefe [cm]	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228	Cs-137	K-40
RB 3.1	0 - 2	1400 ± 120	620 ± 70	130 ± 15	160 ± 15	66 ± 4	390 ± 50
		1300 ± 140	480 ± 60	120 ± 20	140 ± 15	47 ± 5	390 ± 90
	2 - 4	1400 ± 120	600 ± 60	130 ± 15	150 ± 15	57 ± 5	450 ± 50
		1400 ± 150	480 ± 60	120 ± 20	150 ± 20	55 ± 5	440 ± 60
	4 - 6	1500 ± 130	650 ± 60	110 ± 15	140 ± 15	78 ± 6	460 ± 50
		1300 ± 150	560 ± 60	110 ± 20	120 ± 20	73 ± 8	320 ± 80
	6 - 8	1300 ± 130	580 ± 60	70 ± 15	80 ± 15	24 ± 4	400 ± 75
		1300 ± 120	560 ± 50	75 ± 12	80 ± 12	24 ± 3	450 ± 60
	8 - 10	510 ± 70	330 ± 30	35 ± 11	40 ± 9	8 ± 2	410 ± 55
		500 ± 110	280 ± 50	40 ± 15	40 ± 14	7 ± 3	280 ± 80
	10 - 12	90 ± 30	80 ± 30	10 ± 4	10 ± 4	6 ± 2	120 ± 40
		100 ± 30	80 ± 25	10 ± 4	15 ± 4	< 2	160 ± 40

Tabelle 4-8 (Fortsetzung)

RB 3.2	2 - 4	1200 ± 180	530 ± 80	120 ± 30	140 ± 30	35 ± 6	340 ± 120
	6 - 10	530 ± 50	330 ± 30	43 ± 6	51 ± 6	15 ± 2	290 ± 30
	10 - 15	130 ± 25	150 ± 30	12 ± 3	10 ± 2	2 ± 0,5	110 ± 15
	15 - 20	100 ± 15	130 ± 20	40 ± 5	36 ± 4	< 1	560 ± 40
	20 - 24	120 ± 15	130 ± 20	16 ± 3	16 ± 2	< 1	200 ± 20
RB3.3	11 - 17	75 ± 35	45 ± 20	18 ± 8	20 ± 15	< 2	120 ± 40
	17 - 18	125 ± 35	65 ± 25	10 ± 6	82 ± 11	< 3	< 60
	18 - 22	190 ± 40	200 ± 40	35 ± 11	30 ± 10	< 2	410 ± 70
	22 - 25	40 ± 20	34 ± 18	28 ± 9	110 ± 20	< 2	590 ± 80
RB BP-B1	0 - 2	1000 ± 200	300 ± 100	225 ± 45	230 ± 30	14 ± 8	200 ± 100
		1200 ± 200	400 ± 150	160 ± 60	170 ± 40	13 ± 6	300 ± 150
	2 - 4	1300 ± 150	530 ± 80	210 ± 30	220 ± 30	37 ± 3	450 ± 50
		1320 ± 150	450 ± 70	190 ± 30	190 ± 30	24 ± 3	440 ± 60
	4 - 6	1800 ± 160	770 ± 100	160 ± 20	180 ± 20	51 ± 5	460 ± 50
		1490 ± 160	570 ± 60	170 ± 20	210 ± 20	32 ± 3	320 ± 80
	6 - 10	1550 ± 150	730 ± 90	90 ± 12	110 ± 15	46 ± 4	400 ± 75
		1580 ± 150	690 ± 80	100 ± 15	120 ± 20	66 ± 5	450 ± 60
	10 - 15	1000 ± 150	480 ± 70	70 ± 20	80 ± 15	5 ± 2	410 ± 55
		1490 ± 150	610 ± 90	70 ± 20	80 ± 15	< 4	280 ± 80
	15 - 20	1060 ± 150	530 ± 80	52 ± 15	70 ± 8	< 3	120 ± 40
		1210 ± 150	640 ± 90	51 ± 20	70 ± 12	< 4	160 ± 40
	20 - 25	820 ± 120	380 ± 60	55 ± 15	55 ± 10	< 3	460 ± 50
		1050 ± 130	550 ± 90	50 ± 8	60 ± 6	< 3	320 ± 80
	25 - 30	680 ± 100	400 ± 60	34 ± 9	48 ± 6	< 3	400 ± 75
		400 ± 80	170 ± 60	40 ± 15	46 ± 8	< 3	450 ± 60
30-34,5	200 ± 60	97 ± 25	42 ± 12	45 ± 5	< 3	460 ± 50	
	180 ± 25	116 ± 12	42 ± 6	47 ± 5	< 3	320 ± 80	

In Tabelle 4-9 sind die Ergebnisse die gemittelten Dichtebestimmungen für die oberen Bodenschichten aufgeführt. Im oberen Bodenhorizont kommen demnach sehr lockere Böden mit einer Trockendichte von deutlich unter 1 g/cm³ und einer Feuchte von teilweise mehr als 50 % vor. Der Anteil von Wurzeln und organischem Material an der Trockendichte ist mit ca. 1-2 % vernachlässigbar gering.

Tabelle 4-9: Rheinberg - Ergebnisse Dichtebestimmung Bodenproben

Teufe	Masse (feucht)	Masse (trocken)	Trockenrückstand	Volumen	Dichte (feucht)	Dichte (Trocken)t
[cm]	[g]	[g]	[%]	[cm ³]	[g/cm ³]	[g/cm]
RB3.1						
0 - 2	161,9	67,2	41,5	157,08	1,03	0,43
2 - 4	156,0	70,5	45,2	157,08	0,99	0,45
4 - 6	174,1	82,8	47,6	157,08	1,11	0,53
6 - 8	186,6	103,1	55,3	157,08	1,19	0,66
8 - 10	208,8	132,1	63,3	157,08	1,33	0,84
10 - 12	237,9	160,5	67,5	157,08	1,51	1,02

Tabelle 4-9 (Fortsetzung)

RB3.2						
0 - 2	245,9	107,2	43,6	245,44	1,00	0,44
2 - 4	198,7	93,4	47,0	245,44	0,81	0,38
4 - 6	252,0	129,9	51,5	245,44	1,03	0,53
6 - 10	648	404	62,3	490,87	1,32	0,82
10 - 15	861	594	69,0	613,59	1,40	0,97
15 - 20	918	468	51,0	613,59	1,50	0,76
20 - 24	724	608	83,98	490,87	1,47	1,24

4.6 Auswertung der Ergebnisse

4.6.1 Oberflächenwasser

Einleitungen von radiumhaltigen Grubenwässern konnten eindeutig als Quelle der Radiumanreicherungen im Altrheingebiet identifiziert werden. Die ermittelten Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide U-238, Pb-210, Ra-228, Ra-224 (Th-228) im Rheinberger Altrhein (siehe Tabelle 4-2 und Tabelle 4-3) allerdings sind gering und liegen vielfach unter den jeweiligen Nachweisgrenzen. Die Ergebnisse der zeitlich versetzten 5 Monitoringbeprobungen zeigen, dass:

- die Konzentrationen relativ stabil sind und größere Schwankungen der Konzentrationen, wie sie bei plötzlichen Freisetzungen auftreten, nicht vorkommen.
- für viele Radionuklide, vor allem Ra-228 und Pb-210 die Messempfindlichkeiten der Gamaspektrometrie nicht ausreichend sind, um belastbare Angaben über die Höhe der Radionuklidkonzentration ableiten zu können.
- die Unterschiede zwischen filtrierten und unfiltrierten Proben beim K-40 im Mittel gering sind (siehe /HGN 06/). Eine signifikante Bindung von K-40 an abfiltrierbare Partikel (Schwebstoffe) ist nicht gegeben.
- für Ra-226 die Unterschiede zwischen filtrierten und unfiltrierten Proben insgesamt deutlicher sind, wobei die unfiltrierten Proben erwartungsgemäß höhere Konzentrationen aufweisen.

4.6.2 Grundwasser

Die Konzentration der Radionuklide U-238, Pb-210, Ra-228 und Ra-224 liegen zumeist unter den Nachweisgrenzen der Messungen. Die Radionuklide mit messbaren Konzentrationen sind K-40 und Ra-226. K-40 ist ein Indikator des Salzgehaltes und zeigt die Mineralisation der Wässer an. Die Radium-Konzentrationen sind sehr niedrig und zeigen keine erkennbare Abhängigkeit zur Mineralisation.

Die gemessene Radonkonzentration ist als gering einzustufen und liegt im natürlich vorkommenden, durchschnittlichen Wertebereich.

4.6.3 Boden

Die Messergebnisse der massenbezogenen Aktivitäten von Bodenproben sind der Tabelle 4-1 zu entnehmen. Diese Daten beziehen sich auf Mischproben von Flächen. Die überwiegende Zahl von Proben repräsentiert den Tiefenbereich 0-20 cm.

Daraus können folgende Schlussfolgerungen abgeleitet werden:

- Die radioaktive Kontamination der Böden stammt in erster Linie vom Ra-226. In den stark kontaminierten Flächen erreichen die oberen 20 cm des Bodens verbreitet spezifische Aktivitäten über 1.000 Bq/kg mit Spitzenwerten von über 1.500 Bq/kg. Das Gesamtinventar an Ra-226 über 200 Bq/kg in den oberen 20 cm im Altrheingebiet wird in /HGN 06/ mit etwa 9 GBq abgeschätzt.
- Es besteht offensichtlich eine Korrelation von Uran mit Ra-226. Die Uranaktivität der unkontaminierten Böden liegt bei etwa 20-30 Bq/kg. In Böden mit erhöhten Ra-226 Aktivitäten liegt die massenbezogene Uranaktivität bei ca. 40-50 Bq/kg. Bei einer Probe von der Fossa Eugeniana wurden über 90 Bq/kg festgestellt /HGN 06/. An den Sedimenten wird also offensichtlich auch Uran in geringem aber messbaren Maße sorbiert.
- Ra-228 ist deutlich mit Ra-226 korreliert. Für unkontaminierte Böden mit 20-30 Bq/kg Ra-226 kann eine Ra-228 Aktivität von 12-21 Bq/kg angenommen werden /HGN 06/.
- Es besteht ein sehr enger Zusammenhang zwischen Ra-228 und Th-228. Aktivitätsverhältnisse Th-228/Ra-228 von kleiner 1, die als Hinweis auf sehr junge Ablagerungen anzusehen sind, treten am Rheinberger Altrhein nicht auf.
- K-40 ist in den Böden nicht mit Radium korreliert. Die erhöhten Werte auf der Weide am Ufer des Rheinberger Altrheins sind wahrscheinlich auf Düngung zurückzuführen.
- Die Messwerte von Pb-210 zeigen eine ausgeprägte Korrelation zu Ra-226. Das Ungleichgewicht Pb-210/Ra-226 beträgt in den oberen Bodenschichten ca. 0,4 – 0,5 /HGN 06/. Die frisch sedimentierten Ablagerungen weisen ein Pb-210/Ra-226-Verhältnis von unter 0,4 auf. Die radiogene Veränderung des Pb-210/Ra-226-Verhältnisses kann zur Altersbestimmung der Ablagerungen in den Böden genutzt werden.

Im Folgenden werden Beziehungen zwischen ODL und spezifischer Aktivität im Oberboden abgeleitet. Da die ODL der Probenahmeflächen aus mehreren Messwerten abgeleitet wurde, können dazu prinzipiell verschiedene statistische Kennzahlen benutzt werden. In Tabelle 4-10 sind die Ergebnisse der auf den einzelnen Probenahmeflächen ausgeführten ODL-Messungen angegeben. Die Flächen JG 0 und WF 0 stellen Zusammenfassungen der Teilflächen JG 1 bis JG 4 bzw. WF 1 und WF 2 dar.

Tabelle 4-10: Rheinberg - Statistische Kennzahlen der ODL Messungen *) in 1 m Höhe über den Boden-Probenahmeflächen in nSv/h

Teilfläche	Anzahl der Messungen	Arithmetischer Mittelwert	Standardabweichung	Geometrischer Mittelwert	Geometrische Standardabw.	Median	Minimum	25. Perzentil	75. Perzentil	95. Perzentil	Maximum
	N	\bar{X}	σ	\bar{X}_g	σ_g	M	Min	P ₂₅	P ₇₅	P ₉₅	Max
F1	8	146	16	145	1,1	147	118	136	153	164	164
F2	2	179	11	179	1,1	179	171	171	187	187	187
F3	4	235	23	234	1,1	240	205	205	248	256	256
F4	37	353	29	352	1,1	361	286	332	378	393	395
F5	19	280	24	279	1,1	281	242	262	291	325	325
F6	2	179	35	177	1,2	179	154	154	204	204	204
F7	6	131	5	131	1,0	133	121	130	135	135	135
F8	30	407	7	407	1,0	406	391	401	412	418	420
F9	4	215	5	215	1,0	213	211	211	213	222	222
F10	11	289	9	289	1,0	289	274	282	299	302	302
F11	50	321	16	321	1,1	320	289	310	333	343	349
F12	33	403	8	402	1,0	403	389	397	407	414	420
F13	33	361	21	360	1,1	364	319	345	378	390	394
F14	33	279	30	277	1,1	279	209	259	299	335	335
F15	5	191	26	189	1,1	183	169	182	183	236	236
F16	4	146	5	145	1,0	147	139	139	149	150	150
F17	29	270	21	269	1,1	273	219	259	287	297	309
F18	33	338	26	337	1,1	334	297	316	354	390	398
F19	13	286	18	286	1,1	288	257	271	299	311	311
F20	30	337	18	336	1,1	336	305	324	350	366	372
JG0	121	292	64	285	1,2	290	161	241	324	412	485
JG1	29	231	24	230	1,1	234	161	221	246	260	272
JG2	33	294	35	292	1,1	305	212	272	314	350	373
JG3	28	336	48	333	1,2	333	214	302	372	415	420
JG4	31	305	82	296	1,3	289	208	242	340	476	485
SPK (U)	33	116	20	115	1,2	109	97	103	126	173	174
WF0	58	118	7	118	1,1	119	100	115	123	130	137
WF1	26	118	8	118	1,1	120	100	115	123	129	130
WF2	32	118	7	118	1,1	118	100	114	122	132	137
WFU	27	285	62	279	1,3	290	182	228	338	373	393

*) inklusive des Beitrags der kosmischen Strahlung in Meereshöhe von 30 nSv h⁻¹

Für den Rheinberger Altrhein sind die spezifischen Ra-226-Aktivitäten $a_{\text{Ra-226}}$ mit den Ortsdosisleistungen ODL gut korreliert (s. Abbildung 4-4). Diese Korrelation wird durch die Regressionsgeraden beschrieben:

$$\text{Tiefenbereich 0-10 cm: } \text{ODL}(\text{nSv h}^{-1}) = [115 \pm 20] + [0,165 \pm 0,021] \cdot a_{\text{Ra-226}}(\text{Bq kg}^{-1}\text{TM})$$

$$\text{Tiefenbereich 0-20 cm: } \text{ODL}(\text{nSv h}^{-1}) = [124 \pm 9] + [0,186 \pm 0,011] \cdot a_{\text{Ra-226}}(\text{Bq kg}^{-1}\text{TM})$$

Da das dominierende Radionuklid, das für diese Korrelation im Untersuchungsgebiet verantwortlich ist (vgl. auch Kapitel 6.3), Ra-226 ist, kann aus dem Anstieg dieser Regressionsgeraden ein gebietsbezogener Konversionsfaktor für Bodenstrahlung abgeleitet werden. Bezogen auf die Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ gilt für die Bodenstrahlung näherungsweise:

$$g_{\text{ext}} = (0,17 \text{ bis } 0,19) \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$$

(für $a_{\text{Ra-226}}$ bezogen auf TM).

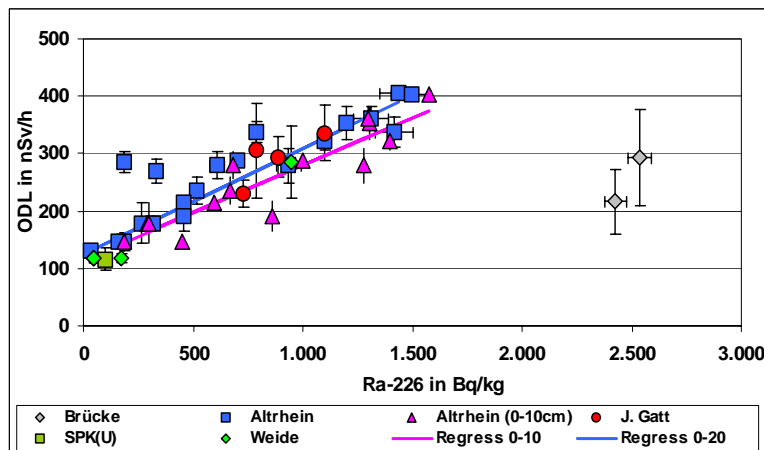


Abbildung 4-4: Rheinberg - Zusammenhang zwischen gemessenem ^{226}Ra im Oberboden und der ODL der Probenahmeflächen

Vergleicht man die Messergebnisse für die Bodenproben des Tiefenbereiches 0-10 cm mit denen des Tiefenbereiches 0-20 cm für die gleichen Flächen, so zeigt sich in den 10 cm Schichtdicken eine etwas höhere massenbezogene Aktivität von Ra-226 als in den Proben des Tiefenbereiches 0-20 cm. Dieser Befund weist auf eine Tiefenabhängigkeit der Kontamination hin, die in den Messergebnissen der gezielt genommenen Tiefenprofilen deutlich erkennbar wird.

Die ermittelte Tiefenverteilung für Ra-226 ist in den beiden Diagrammen der Abbildung 4-5 dargestellt. Diese Diagramme zeigen, dass sowohl im Altrheingebiet als auch im stromoberhalb gelegenen Gebiet am Jenneckes Gatt Schichten mit spezifischen Aktivitäten über 600 Bq/kg nur in den oberen 30 cm vorkommen. In den Profilen des Altrheingebietes wurden Ablagerungen mit spezifischen Aktivitäten über 200 Bq/kg bis zu etwa 70 cm Tiefe gefunden. Von 0,8 m bis 1,5 m Tiefe ist die Ra-226 Aktivität mit Werten um 100 Bq/kg tendenziell leicht höher als in den noch tieferen Schichten (dort unter 40 Bq/kg). In dem Gebiet Jenneckes

Gatt wurden in 1 m Tiefe noch spezifische Aktivitäten über 200 Bq/kg angetroffen. Im Profil JG 3 werden auch in einer Tiefe von fast 3 m noch Ra-226-Aktivitäten über 200 Bq/kg erreicht. Diese Befunde zeigen, dass der Eintrag der Radiumkontamination von der Oberfläche her erfolgt (erfolgte) und dass die Kontaminationstiefe offensichtlich an verschiedenen Stellen unterschiedlich ausfällt.

Grundlage für die radioökologische Expositionsanalyse nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau sind Tiefenbereiche von 0-30 cm für die Berechnung der äußeren Strahlenexposition, 0-20 cm für Garten- und Ackerboden oder 0-10 cm bei Weideboden. Im Gebiet des Rheinberger Altrheins sind die spezifischen Aktivitäten für diese Tiefenbereiche an den gleichen Probenahmestellen systematisch verschieden. In Abbildung 4-6 sind die Verhältnisse der gemessenen Aktivitäten von Ra-226, Pb-210 und Ra-228 der oberen 10 cm zu denen der oberen 20 cm für jeweils gleiche Beprobungsflächen für alle Proben mit einer Ra-226 Kontamination über 400 Bq/kg in den Mischproben 0-20 cm dargestellt. In das Diagramm eingetragen sind lineare Trendlinien, die den generellen Trend dieser Daten anzeigen. Diese Trends weisen für Ra-226 und Pb-210 für den Bereich mittlerer Kontamination (Ra-226 zwischen 500 bis 1.000 Bq/kg) Werte zwischen 1,2 und 1,4 auf, während die höher kontaminierten Flächen eine geringere Tiefenabhängigkeit (Verhältniswerte um 1) zeigen. Die daraus abzuleitenden Schlussfolgerungen für die Expositionsabschätzungen werden im Kapitel 5.2.3 diskutiert.

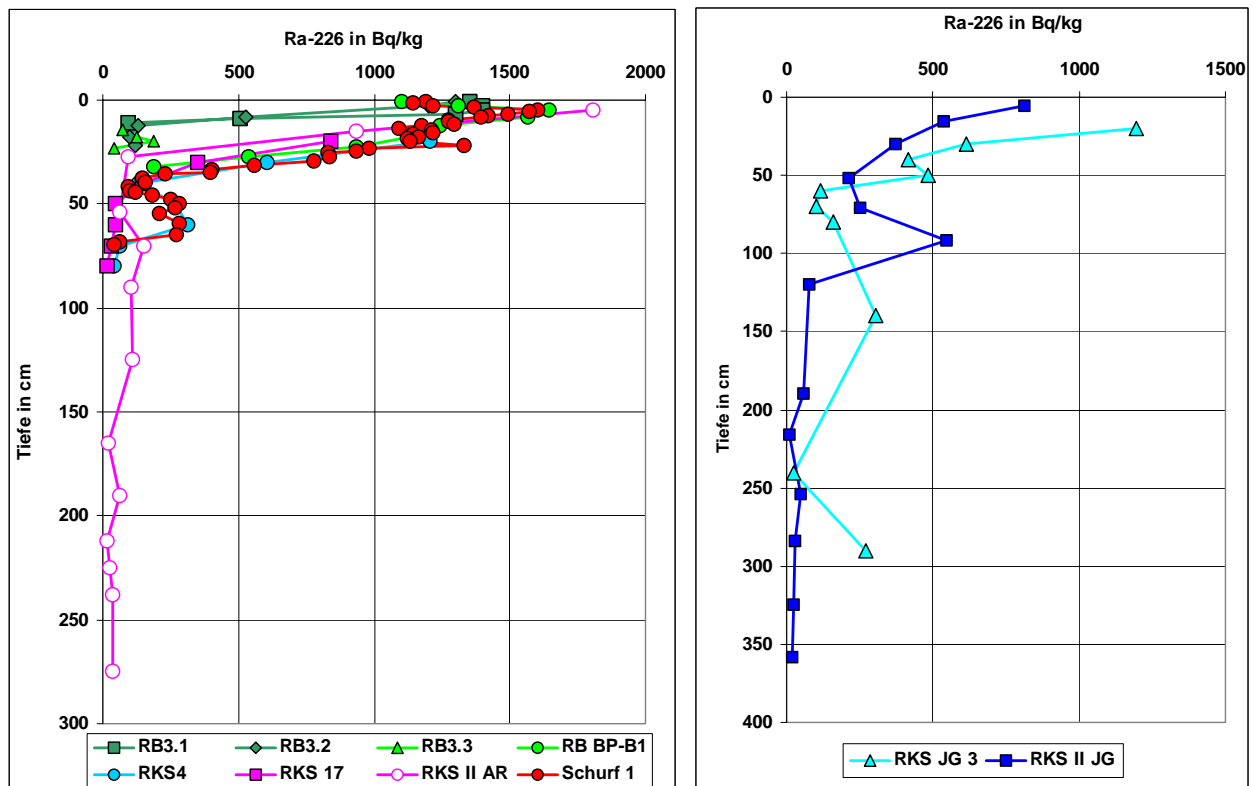


Abbildung 4-5: Rheinberg - Tiefenprofile für Ra-226 am Altrhein (links) und Jenneckes Gatt (rechts)

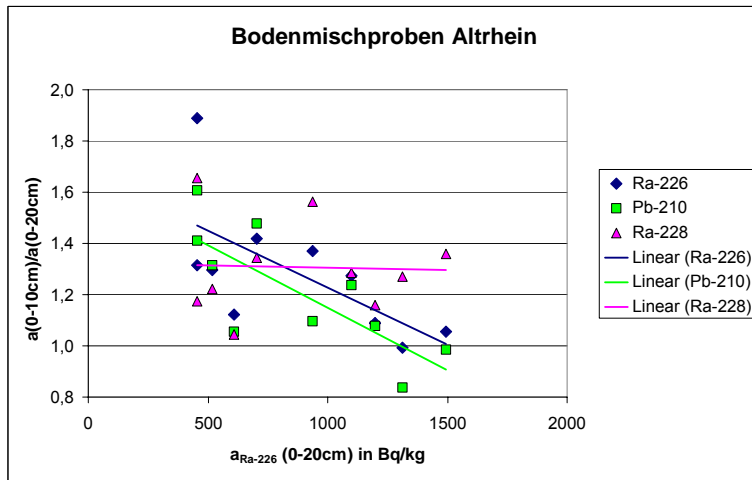


Abbildung 4-6: Rheinberg - Tiefenabhängigkeit der Bodenkontamination dargestellt anhand der Verhältnisse $a(0-10\text{cm}) / a(0-20\text{cm})$ in Mischproben des Altrheingebietes mit Ra-226 (0-20 cm) > 500 Bq/kg

Die Tiefenverteilung der Radionuklidverhältnisse Pb-210/Ra-226 aber auch von Cs-137 im Boden sollte die Information über die Sedimentationsgeschichte enthalten. In Abbildung 4-7 sind diese Daten für die oberen 40 cm des Bodens dargestellt. Im Pb-210/Ra-226-Diagramm ist auch eine Modellkurve eingetragen, die sich ergibt, wenn eine konstante Sedimentationsgeschwindigkeit von etwa 0,4 cm/a angenommen wird. Bei dieser Sedimentation wird der Cs-137-Peak des Tschernobyl-Fallouts (Alter 20 Jahre) bei etwa 8 cm erwartet.

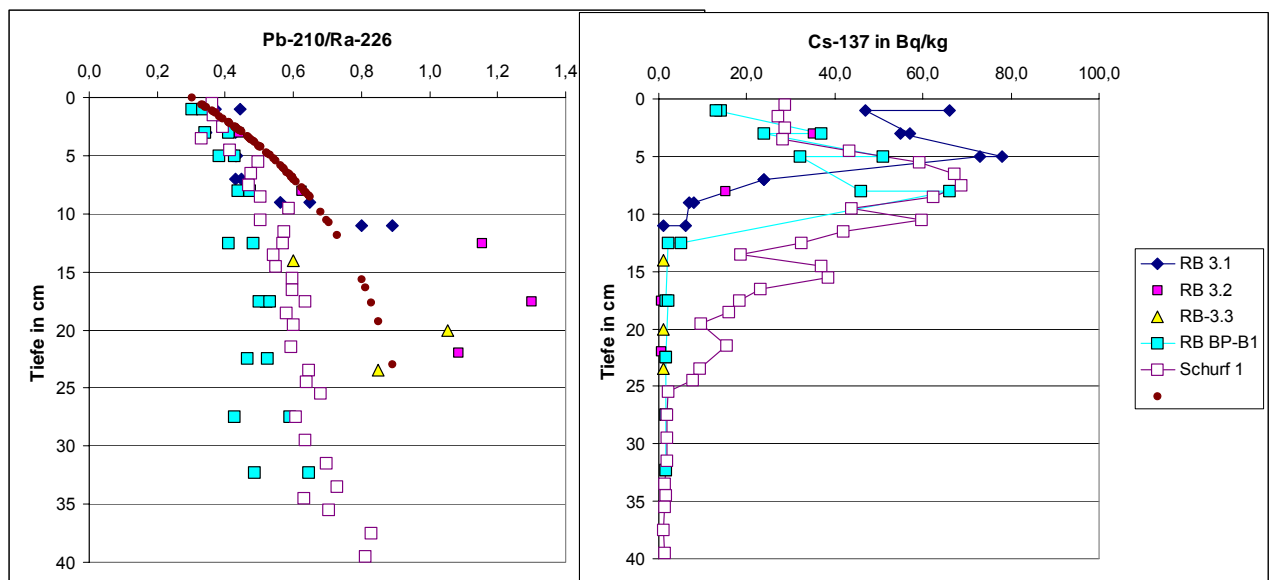


Abbildung 4-7: Rheinberg - Tiefenverteilungen Pb-210/Ra-226 und Cs-137 in Bodenprofilen

Bereits ohne vertiefende Auswertung zeigen die Messbefunde, dass die Sedimentation zwischen 0,4 bis 0,8 cm/a betragen haben muss, wobei offensichtlich keine gleichmäßigen Verhältnisse für alle Bodenprofile angetroffen werden. Das Tiefenprofil Pb-210/Ra-226 weist außerdem darauf hin, dass die Sedimentationsgeschwindigkeit früher noch höher gelegen haben könnte, da ansonsten das Pb-210 schneller ins Aktivitätsgleichgewicht anwachsen müsste.

4.6.4 Gewässersedimente

Die Messergebnisse der massenbezogenen Aktivitäten der Gewässersedimente sind der Tabelle 4-5 zu entnehmen. Daraus können folgende Schlussfolgerungen abgeleitet werden:

- Die Korrelation von Uran mit Ra-226 ist in den Gewässersedimenten nicht zu erkennen. Die bereits im Kapitel 4.6.3 geäußerte Vermutung, dass die in den Böden gefundene U-Ra-Korrelation auf Sorptions-effekte bei der Sedimentation im Uferbereich hinweist, wird damit gestützt.
- In den Sedimenten liegt ein sehr enger Zusammenhang zwischen Ra-228 und Th-228 vor, der praktisch auf ein Gleichgewicht Ra-228 = Th-228 verweist.
- Die Messwerte von Cs-137 fallen in den Sedimenten deutlich geringer als in den Böden aus. Eine Korrelation mit der Ra-226 Aktivität zeigt sich nicht. Ablagerungen der Gewässersedimente auf den Böden führen daher zu einer geringeren Cs-137-Aktivität als es dem primären Tschernobyl-Fallout entspricht.
- K-40 ist in den Sedimenten mit annähernd gleichen Aktivitäten wie im Boden enthalten. Es ist nicht korreliert mit Radium.

Eine Darstellung der aus den Messwerten nach Abzug von Hintergrundwerten berechneten Aktivitätsverhältnisse von Pb-210/Ra-226 sowie Ra-228/Ra-226 zeigt Abbildung 4-8.

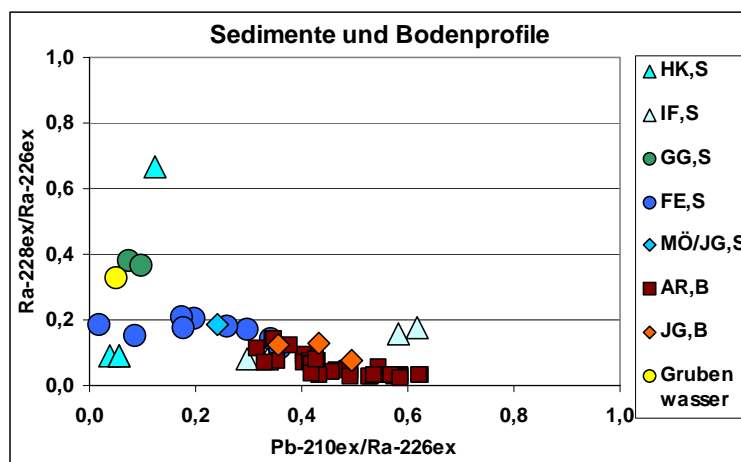


Abbildung 4-8: Rheinberg - Pb-210ex/Ra-226ex gegen Ra-228ex/Ra-226ex Plot der Messergebnisse aus Bodenprofilen und Sedimenten

Erkennbar ist eine ausgeprägte Korrelation in der die Gewässersedimente ein Bindeglied zwischen dem Grubenwasser und den Bodenkontaminationen darstellen. Dieser Befund belegt, dass die primäre Kontamination der Sedimente durch die Grubenwässer erfolgt. Die Gewässersedimente übertragen die Radiumkontamination in die Böden allerdings verzögert, was sich in einer alterungsbedingten Verschiebung der Aktivitätsverhältnisse Pb-210/Ra-226 zu höheren und Ra-228/Ra-226 zu geringeren Werten hin dokumentiert.

4.6.5 Radon-Exhalation

Die Messwerte der Radon-Exhalation liegen generell in einem Bereich, der den globalen Mittelwerten entspricht /ISR 51/. Die Werte der Probenahme vom September 2005 fallen tendenziell höher aus als die Messwerte vom November 2004 (s. Abbildung 4-3). Da die Exhalationsrate neben der Ra-226 Aktivität des Bodens von zahlreichen weiteren Einflussgrößen bestimmt wird, von denen der Wassergehalt des Bodens, die Porosität des Bodens und auch die (temperaturbedingte) Luftkonvektion im Boden besonders wichtig sind, ist der Befund aufgrund der Witterungsbedingungen plausibel.

Am 25. November 2004 wurde bei trockener Witterung und feuchtem Boden die Probenahme durchgeführt. Der letzte Niederschlag vor der Probenahme fiel am 23. November 2004.

Die Probenahme am 09.09.2005 fand bei warmer und trockener Witterung statt. Der letzte Niederschlag vor der Probenahme fiel am 26.08.2005, so dass mäßig feuchte Bodenverhältnisse vorlagen, die für die Radon-Freisetzung besonders günstig sind. Die meteorologischen Bedingungen der Messungen waren durch eine Absenkung des Luftdrucks vor einem Gewitter gekennzeichnet. Damit wurde das Entweichen von radonreicher Bodenluft und die Nachlieferung von Radon aus tieferen Horizonten durch die meteorologischen Bedingungen gefördert.

Die gemessenen Radonexhalationsraten entsprechen trotz deutlich erhöhter Ra-226-Aktivitäten des Bodens weitgehend denen unkontaminierter Flächen. Dieser Sachverhalt wird in Anhang C genauer analysiert. Entscheidender Einflussfaktor für die geringe Exhalation ist danach die Bodenfeuchte. Es ist nicht notwendig anzunehmen, dass das Radon in die (in der Regel feindispersen) Mineralkörner der Ba-Ra-Salze fest eingeschlossen ist. Bei einem dauerhaften Rückgang der Bodenfeuchte wäre daher ein Anstieg der Radonexhalation zu erwarten.

4.7 Ableitung von standortbezogenen Modelldaten

Durch die Kartierung der ODL wurden am Rheinberger Altrhein flächenhafte Kontaminationen mit erhöhten Ortsdosisleistungen festgestellt. Aufgrund dieser Ergebnisse wurde eingeschätzt, dass am Rheinberger Altrhein flächenhaft bergbaubedingte Kontaminationen vorliegen. Um für diese Situation eine Berechnung nach den BglBb ausführen zu können, müssen für die Modellierung der potentiellen Strahlenexposition Eingabe-

daten ermittelt werden, die die ungünstigste Einwirkungsstelle in hinreichend realistischer Weise charakterisieren. Als ungünstigste Einwirkungsstellen werden betrachtet:

- Für die Referenzpersonen „Angler mit Familie“ die stark beeinflussten Flächen im Naturschutzgebiet (mit Betretungsverbot) am Rheinberger Altrhein.
- Für Wanderer, Spaziergänger die nicht mit Betretungsverboten belegten Flächen am südlichen Ufer des Rheinberger Altrhein (Flächen außerhalb des Schilfgürtels).

Für die lokale Milchproduktion ist der Aufenthalt von Kühen (Milchvieh) auf der Weidefläche am Rheinberger Altrhein als ungünstige Einwirkstelle zu betrachten.

In Tabelle 4-11 sind die aus den Untersuchungsergebnissen abgeleiteten Daten für ODL, Boden und Wasser zusammengestellt und die einer Modellierung der Exposition für die o.g. Referenzgruppen zugrunde zu legenden Werte in Fettdruck aufgeführt.

Für die ortstreue Person(engruppe) „Angler mit Familie“ wurden die **maximale Werte** der durch Mischproben direkt untersuchten Flächen F1 bis F20 im Naturschutzgebiet angesetzt. Diese Werte werden weitgehend durch die Rasterfläche F12 repräsentiert. Für die Gruppe der Spaziergänger/ Wanderer, für die ein Aufenthalt an einem Ort unrealistisch ist, wurde aus dem Mittelwert der ODL von 230 nSv h^{-1} auf den nicht mit Betretungsverboten belegten Bereichen am Rheinberger Altrhein über die Korrelation der ODL mit den massenbezogenen Aktivitäten von ^{226}Ra sowie den ^{228}Ra - ^{226}Ra bzw. ^{210}Pb - ^{226}Ra Korrelationen nach Kap. 4.6.3 mittleren massenbezogenen Aktivitäten ermittelt.

Die spezifischen Aktivitäten der Weidefläche am Rheinberger Altrhein wurden als flächengewichtete Mittelwerte der Flächen WF1, WF2 und WFU errechnet.

Tabelle 4-11: Rheinberg - Massenbezogene Aktivitäten von Bodenproben in Bq kg^{-1} und ODL* in nSv h^{-1} ausgewählter Flächen am Altrhein. **Fett:** Werte für die Expositionsmodellierung

	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{228}Ra	^{228}Th	^{40}K	ODL
	Bq kg^{-1}	Bq kg^{-1}	Bq kg^{-1}	Bq kg^{-1}	Bq kg^{-1}	Bq kg^{-1}	nSv h^{-1}
Hoch kontaminierte Bereiche im Naturschutzgebiet am Altrhein							
F12 Altrhein (0-10 cm)	46 ± 6	1.576 ± 30	710 ± 71	174 ± 8	207 ± 6	446 ± 13	405 ± 8
Maximum F1-F20 (0-10 cm)	55	1.576	710	174	207	536	431
Modellwert	55	1.580	710	180	210	-	410
Werte für das erlaubte Gebiet am Altrhein (außerhalb Schilfgürtel)							
Modellwert	40	700	340	65	75	-	230
Werte für die Weideflächen							
Mittelwert WF 1, WF 2	38 ± 5	46 ± 1	43 ± 4	44 ± 1	44 ± 1	700 ± 7	118 ± 5
Uferbereich WFU	48 ± 5	945 ± 20	388 ± 39	116 ± 5	131 ± 4	453 ± 13	285 ± 62
Gewogener Mittelwert	39	200	109	57	59		141
Modellwert	40	200	109	57	59	-	140

* inklusive des Beitrags der kosmischen Strahlung in Meereshöhe von 30 nSv h^{-1}

Für den bewirtschafteten Boden im Kleingarten wurden die natürlichen Untergrundaktivitäten nach BglBb verwendet.

Neben diesen Werten standen die Messergebnisse von Biomaterialien (s. Tabelle 4-6) zur Verfügung.

Auf der Basis der Messwerte von Oberflächenwasserproben (s. Tabelle 4-2, Tabelle 4-3) wurden für weitere Auswertungen (Nutzwasser für Viehtränke und Beregnung) im Rahmen dieser Arbeit angesetzt:

- Ra-228: 0,009 Bq/l (Festgelegt als $\frac{1}{2}$ der Bestimmungsgrenze von Probe Nr. 16 im Rahmen der Monitoringmessungen)
- U-238: 0,100 Bq/l (Festgelegt als $\frac{1}{2}$ der Bestimmungsgrenze von Probe Nr. 16)
- Ra-226: 0,030 mBq/l (Festgelegt unter Bezug auf Messwerte der Monitoringmessungen, aufgerundet)
- Pb-210: 0,010 Bq/l (Festgelegt als ca. $\frac{1}{2}$ der Bestimmungsgrenze von Probe Nr. 16)

5 Prüfung von spezifischen Expositionsszenarien und Expositionspfaden

5.1 Grundlagen

5.1.1 Rechtliche Grundlagen

Zur Beurteilung von Hinterlassenschaften von Arbeiten legt die StrlSchV im § 101 fest, dass Rückstände keine Einschränkung der Nutzung begründen, wenn der Richtwert der effektiven Dosis von 1 mSv pro Kalenderjahr für Personen der Bevölkerung eingehalten wird. Die Anlage XII Teil D StrlSchV enthält dabei zu beachtende Grundsätze. Zur Ermittlung der Strahlenexposition sind demnach alle Expositionen einzubeziehen, die bei realistischen Nutzungsannahmen bei den natürlichen Standortverhältnissen auftreten können. Weiterhin sind bei Ermittlung der Strahlenexposition von Personen der Bevölkerung realistische Expositionspfade und Expositionsannahmen zu verwenden. Werden die Expositionspfade nach Anlage VII Teil A StrlSchV benutzt, dann sind die Annahmen der Anlage VII Teil B und C StrlSchV zugrunde zu legen.

Für die Berechnung von Expositionen für Einzelpersonen der Bevölkerung sind die Dosiskoeffizienten aus Bundesanzeiger Nr. 160 a und b vom 28.08.2001, Teil I und III zu verwenden.

Durch diese rechtlichen Vorgaben sind für die Ermittlung von Expositionen Rahmenbedingungen definiert. Innerhalb dieser Bedingungen sind jedoch zahlreiche Szenarien und Parameter unbestimmt und müssen im Einzelfall festgelegt werden. Als Arbeitshilfe zur Berechnung der potentiellen Strahlenexpositionen durch Hinterlassenschaften des Bergbaus hat das BMU nach einer Empfehlung der SSK Berechnungsgrundlagen entwickelt /BMU 99a/ /BMU 99b/. Die Berechnungsgrundlagen-Bergbau geben wichtige Szenarien und Expositionsannahmen vor und tragen der Realismusforderung der EU Grundnormen, die nach Artikel 45 der EU-Richtlinie 96/29/Euratom /EUR 96/ die Mitgliedsstaaten verpflichten, die Strahlenexposition der Bevölkerung infolge genehmigungspflichtiger Tätigkeiten so realistisch wie möglich vorzunehmen, durch Verwendung (relativ) realistischer Parameter bei der Modellierung Rechnung. Sie wurden allerdings aus Erfahrungen heraus entwickelt, die bei der Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus in den neuen Bundesländern typisch waren bzw. sind.

In den weiteren Abschnitten dieser Arbeit wird daher geprüft, inwieweit die Vorgaben dieser Berechnungsgrundlagen auf die hier untersuchten Fälle zu übertragen sind und welche Weiterentwicklungen der Berechnungsgrundlagen nötig sind, um auch andere Fallbedingungen hinreichend zu erfassen.

5.1.2 Begriffliche Abgrenzung „realistische Ermittlung der Strahlenexposition“

Bisher wird die „realistische Ermittlung der Strahlenexposition“ mit unterschiedlichen Herangehensweisen und Konzepten verbunden. So beschreibt der EU-Leitfaden /EUR 02/ zwar Bedingungen, die als wesentlich oder unwesentlich bei der Expositionsermittlung angesehen werden können, gibt aber keine begriffliche oder konzeptionelle Klärung des dahinter stehenden Ansatzes.

Von Michel /MIC 05/ wurden grundsätzliche Aspekte des Realismus bei der Ermittlung von Strahlenexpositionen diskutiert. Als Kriterium der realistischen Ermittlung von Strahlenexpositionen formulierte Michel, dass es durch realistische Dosisabschätzungen möglich sein sollte, „*Strahlenexpositionen in ihrem **wirklichen Ansichsein** wenigstens annähernd zu erkennen und zu quantifizieren*“ /MIC 05/.

Um diesen Ansatz praktisch einordnen und methodisch von anderen Ansätzen abgrenzen zu können, bedarf es jedoch einer Erweiterung des Begriffssystems. Dieses Begriffssystem muss die „realistische Ermittlung der Strahlenexposition“ in Bezug zu anderen Arten der Ermittlung setzen, da nur so ein Kommunikationsrahmen geschaffen werden kann. Solche grundsätzlich anderen Herangehensweisen an die Ermittlung der Strahlenexposition sind die konservative und die restriktive Schätzung von Strahlenexpositionen.

Damit ergibt sich als Begriffssystem:

Realistische Ermittlung der Strahlenexposition bedeutet, die tatsächliche oder mögliche Strahlenexposition einer Person oder Personengruppe in ihrem **wirklichen Ansichsein** wenigstens annähernd zu erkennen. Die Strahlenexposition wird dazu als Messgröße betrachtet, deren wahrer Wert durch Messung oder Modellierung so exakt wie möglich zu schätzen ist (vgl. /MIC 05/).

Von der realistischen Ermittlung der Strahlenexposition sind zu unterscheiden:

- Die **konservative Schätzung der Strahlenexposition**, d.h. die hinreichend sichere Schätzung der tatsächlichen oder möglichen Strahlenexposition einer Person oder Personengruppe in ihrem **wirklichen Kleinersein**. Die Strahlenexposition wird dazu als Messgröße betrachtet, deren wahrer Wert mit hinreichender Sicherheit unter dem durch die Schätzung erhaltenen Wert liegt.
- Die **restriktive Schätzung der Strahlenexposition** bestimmt hinreichend sicher das **wirkliche Größersein** einer tatsächlichen oder möglichen Strahlenexposition einer Person oder Personengruppe. Die Strahlenexposition wird dazu als Messgröße betrachtet, deren wahrer Wert mit hinreichender Sicherheit über dem durch die Schätzung erhaltenen Wert liegt.

Die restriktive Schätzung spielt in der Praxis des Strahlenschutzes nur eine untergeordnete Rolle (z.B. retrospektive Ermittlung von Expositionen bei Strahlenunfällen).

Konservative Schätzungen der Strahlenexposition sichern durch unwahrscheinliche oder teilweise auch unmöglichen Annahmen (z.B. gleichzeitiger Aufenthalt an verschiedenen Einwirkstellen), dass die ermittelte Dosis höher als der wahre Wert ausfällt. Sie sind für die Planung und Genehmigung zukünftiger, anthropogen verursachter Radionuklidfreisetzungen erforderlich, da Verwaltungsentscheidungen aus Gründen der Rechtssicherheit auf einer abdeckenden Expositionsprognose beruhen müssen /KIR 03/. Konservative Schätzungen genügen aber auch, um bei Überwachungsaufgaben die Einhaltung von Grenz-, Prüf- oder Richtwerten nachzuweisen.

Realistische Ermittlungen sind erforderlich, wenn Fehlinterpretationen oder unangemessene Entscheidungen vermieden werden sollen. Daher empfehlen Kirchner und Kümmel /KIC 05/ realistische Ermittlungen generell bei Überwachungsaufgaben von Emissionen. Bei in der Umwelt vorgefundenen Situationen, wie es

die in dieser Arbeit betrachteten radiologischen NORM-Altlasten sind, können nur realistische Bestimmungen das Risiko falscher Entscheidungen von Sanierungsentscheidungen minimieren.

Nach diesem Konzept erfordert die Ermittlung der Strahlenexposition

- (1) die Festlegung einer Person oder Personengruppe als Objekt und
- (2) die Bestimmung der effektiven Dosen durch Inhalation E_{inh} , durch Ingestion E_{ing} und durch äußere Strahlenexposition E_{ext} anhand geeigneter Messgrößen.

Durch die Festlegung einer Person oder Personengruppe wird bestimmt, auf wen sich die Ermittlung der Strahlenexposition bezieht. Solange Punktschätzer und nicht Verteilungsparameter als Bewertungsgrößen im Strahlenschutz genutzt werden, wird die mögliche Annäherung an den „wahren Wert“ methodisch durch die Festlegung der Person bestimmt, für die die Exposition ermittelt wird. In der Abstufung

- als abstrakte (fiktive) Personen definierte Referenzperson (s. /LAN 05/),
- aus Personen des Untersuchungsgebietes / Untersuchungsfalles statistisch ermittelte Person mit realen Lebensweisen,
- konkrete (reale) Person (mit Name und persönlichen Angaben identifizierbar)

nimmt die Möglichkeit der Annäherung zu.

5.1.3 Berechnungsgrundlage Bergbau

Mit der Berechnungsgrundlage – Bergbau (BgIBb) /BMU 99a/ existiert eine Methodik, die eine realistische Ermittlung der Strahlenexposition für in der Umwelt vorgefundenen Situationen (bergbauliche Hinterlassenschaften als Strahlenquelle) zum Ziel hat.

Die Ermittlung der Exposition ist auf **Referenzpersonen** ausgerichtet, die den sechs Altersgruppen der StrlSchV zugehören können. Als ein spezieller Teil wurden Berechnungsgrundlagen für die Exposition durch Radon erarbeitet /BMU 99b/. Auf diese Richtlinie wird im Weiteren nicht vertiefend eingegangen.

Die „tatsächliche Exposition“ der (fiktiven) Referenzperson ergibt sich aus dem Vorhandensein von Radionukliden oder ionisierender Strahlung an der Einwirkstelle (den Einwirkstellen) und den Lebensgewohnheiten der Referenzperson.

Das Vorhandensein ionisierender Strahlung kann durch die Messgröße Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$, das Vorhandensein von Radionukliden durch die **Messgrößen** Aktivitätskonzentration in der Atemluft (C_V), spezifische Aktivität im Boden (C_{Bo} bezüglich Direktingestion) und spezifische Aktivität (C_n) in Lebensmitteln quantitativ ermittelt werden (vgl. /MIC 05/).

Als eine grundsätzlich zu berücksichtigende Lebensgewohnheit sieht die BgIBb den Aufenthalt an der ungünstigsten Einwirkungsstelle im Untersuchungsraum mit hohen, aber realistischen Aufenthaltszeiten vor. Ungünstigste Einwirkungsstellen werden als die Einwirkungsstellen definiert, an denen für die zu betrach-

tenden Expositionsszenarien und -pfade unter Berücksichtigung realistischer Nutzungen und Verhaltensweisen jeweils die höchste Strahlenexposition der Referenzperson zu erwarten ist. Sie sind im konkreten Anwendungsfall unter Beachtung aktueller und/oder möglicher künftiger Nutzungen zu bestimmen.

Für die sonstigen Lebensgewohnheiten geben die BglBb Verzehraten, Atemraten und Expositionszeiten vor, die aus statistischen Verteilungen der jeweiligen Parameter für die deutschen Allgemeinbevölkerung abgeleitet wurden.

Bei der Bestimmung möglicher künftiger Nutzungen sind planungsrechtliche Festsetzungen, im Übrigen die Prägung des Gebiets unter Berücksichtigung der absehbaren Entwicklung zu beachten. Soweit Nutzungen durch behördliche Maßnahmen (z.B. Nutzungseinschränkung) oder durch Maßnahmen des Inhabers der bergbaulichen Hinterlassenschaft (z.B. Zugangsbeschränkung) unterbunden werden, bleiben sie bei der Ermittlung der Strahlenexposition außer Betracht. Das Gleiche gilt für Nutzungen, die aufgrund der ökologischen Verhältnisse am Standort oder der zeitlichen Begrenzung des Anwendungsfalls ausgeschlossen werden können.

Nach den BglBb sind nur tatsächlich relevante Expositionsszenarien und mögliche Anteile der Szenarien an der Lebensführung zu berücksichtigen. Für die bergbaulichen Hinterlassenschaften werden konkret vorgegeben (s. Abbildung 5-1):

- Aufenthalt im Freien,
- Aufenthalt in Gebäuden (Wohngebäude, Betriebsgebäude),
- Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (pflanzliche und tierische Produkte sowie Wasser und Boden).

Als Expositionspfade sind zu betrachten:

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens,
- Exposition durch Inhalation von Staub,
- Exposition durch Ingestion von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (Trinkwasser, Fisch, Milch und Milchprodukte, Fleisch und Fleischwaren, Blattgemüse, sonstige pflanzliche Produkte),
- Exposition durch Direktingestion von Boden.

Die BglBb machen zu den einzelnen Expositionsszenarien teilweise detaillierte Vorgaben über die zu berücksichtigenden Expositionspfade. So sind beim Szenario „Aufenthalt im Freien“ die Expositionspfade „Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens“, „Inhalation von Staub“ und „Direktingestion von Boden“ zu berücksichtigen. Diese Pfade sind relevant, wenn sich Expositionsorte von Referenzpersonen für den Pfad „Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens“ auf oder in unmittelbarer Nähe (bis zu einer Entfernung von 20 m), für den Pfad „Inhalation von Staub“ auf oder in der Umgebung (bis zu einer Entfernung von 100 m) und für den Pfad „Direktingestion von Boden“ auf bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen befinden. Teilpfade, bei denen die Bedingungen nicht erfüllt sind, gelten als nicht relevant.

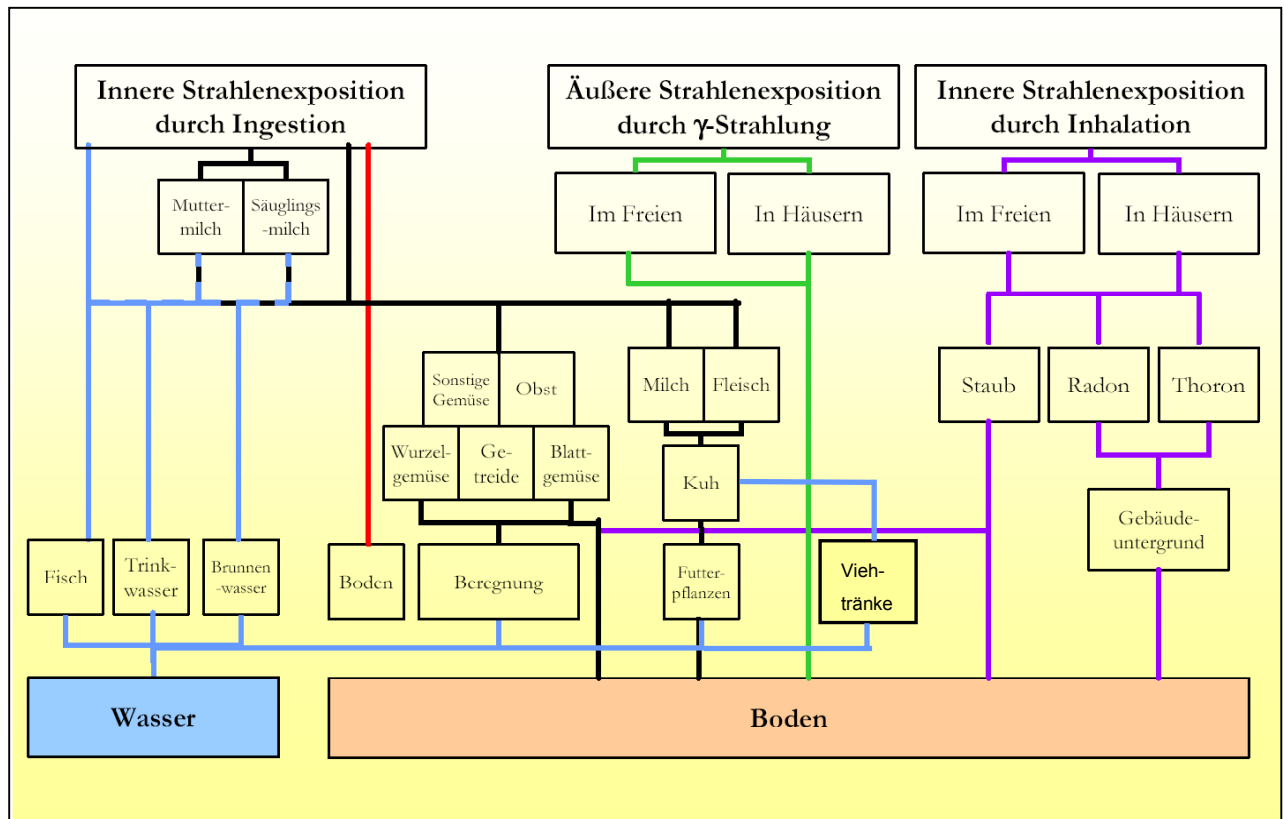


Abbildung 5-1: Schematische Darstellung der Expositionsszenarien und Expositionspfade nach den Berechnungsgrundlagen – Bergbau. Nach Michel 2005 /R. Michel: Zuarbeit zu /HGN 06/, leicht geändert)

Die Expositionspfade, die beim Szenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ zu berücksichtigen sind, sind in Tabelle 5-1 zusammengestellt.

Tabelle 5-1: Relevanz der Expositionspfade zum Szenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ gemäß BgIbB

	Relevanz
Transfer vom Boden zur Pflanze	<ul style="list-style-type: none"> wenn die Pflanzen auf bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen wachsen, die betreffenden bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen müssen ausreichend groß und geeignet sein, um einen Anteil von 25 % der Nahrungsmittel an lokaler Produktion für Referenzpersonen der allgemeinen Bevölkerung zu ermöglichen.
Freisetzung mit der Luft	<ul style="list-style-type: none"> wenn die Pflanzen auf oder in der Umgebung (bis zu einer Entfernung von 100 m) bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen wachsen, die durch Freisetzung mit der Luft kontaminierte Umgebung muss ausreichend groß und geeignet sein, um einen Anteil von 25 % der Nahrungsmittel an lokaler Produktion für Referenzpersonen der allgemeinen Bevölkerung zu ermöglichen.
Freisetzung mit dem Wasser	<ul style="list-style-type: none"> Verfügbarkeit und Eignung von bergbaubedingt kontaminierten Wässern muss gegeben sein.

Ist mit Radionukliden kontaminiertes Wasser verfügbar und geeignet, so sind die in der folgenden Tabelle dargestellten Wege der Radionuklide zum Menschen zu berücksichtigen.

Tabelle 5-2: Expositionspfade durch den Verzehr kontaminierten Wassers

Medium	Expositionspfade		
Trinkwasser	Wasser - Fisch	Beregnung - Pflanze Beregnung - Futterpflanze - Kuh - Milch Beregnung - Futterpflanze - Tier - Fleisch	Viehtränke - Kuh - Milch Viehtränke - Tier - Fleisch
Trinkwasser - Muttermilch	Wasser – Fisch – Muttermilch	Beregnung - Pflanze - Muttermilch Beregnung - Futterpflanze - Kuh - Milch – Muttermilch Beregnung - Futterpflanze - Tier - Fleisch - Muttermilch	Viehtränke - Kuh - Milch - Muttermilch Viehtränke - Tier - Fleisch - Muttermilch

Für den Verbrauch von Trinkwasser ist gemäß Berechnungsgrundlagen anzunehmen, dass der gesamte Bedarf durch bergbauliche Hinterlassenschaften kontaminiert ist, sofern nicht besondere Umstände (z.B. Fernwasserversorgung) die Annahme eines geringeren Anteils lokal gewonnenen Trinkwassers rechtfertigen.

Der Expositionspfad Direktgestion von Boden ist für die Altersgruppe „≤ 1 a“ nicht zu berücksichtigen.

5.1.4 BfS - Leitfaden zur Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten

Um Entscheidungen über die Sanierung bergbaulicher Hinterlassenschaften nach einheitlichen, wissenschaftlich begründeten, ökonomisch angemessenen und transparenten Regeln treffen zu können, wurde vom BfS der "Leitfaden zur Untersuchung und radiologischen Bewertung bergbaulicher Altlasten" entwickelt /BfS 05/. Bisher umfasst der Leitfaden die Handlungsanleitungen (Leitfadenelemente)

- Expositionspfad Luft /GRS 03a/
- Expositionspfad Wasser /GRS 03b/

Die fachlichen Grundlagen und ausführliche Erläuterungen zu den Handlungsanleitungen sind in Fachbeiträgen „Luft“, „Wasser“ und „Geochemie“ (mit integrierter Teil Sickerwasserprognose) enthalten.

Dieser Leitfaden enthält zum einen methodische Hinweise für die Anwendung der BglBb, beschreibt zum anderen aber auch wissenschaftliche Grundlagen für die Untersuchung bergbaulicher Altlasten. Durch seine Orientierung auf Halden, speziell Halden des Uranbergbaus ist eine fachliche Ausrichtung vorgegeben, die die Anwendung auf andere NORM-Altlasten nicht von vornherein nahe legt. Mit den nachfolgend beschrie-

benen Untersuchungen sollten daher einige Aspekte der Anwendung dieses Leitfadens auf andere Altlastentypen geprüft werden.

5.2 Diskussion der Standortbedingungen und Szenarien für die Beispielgebiete

5.2.1 Szenarien und Pfade

In den beiden hier betrachteten Gebieten ist der Aufenthalt in Wohngebäuden nicht mit direkt daraus abzuleitenden Expositionen verbunden. Für das Gebiet Rheinberg wurde zwar eine mögliche Erhöhung der Radonkonzentration in Wohnungen als Folge bergbaubedingter Setzungen als Szenario diskutiert und in einem gesonderten Gutachten untersucht /WIE 06/. Ein Zusammenhang mit den hier untersuchten Ablagerungen radiumhaltiger Sedimente kann jedoch verneint werden. Damit ist in beiden Gebieten nur der Aufenthalt im Freien sowie der Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel als Szenario relevant.

Eine Einzelprüfung der Szenarien und Pfade für die untersuchten Flächen im Stadtgebiet Oranienburg und am Rheinberger Altrhein ist in Tabelle 5-3 dargestellt. Danach sind für die untersuchten Flächen im Stadtgebiet von Oranienburg zu berücksichtigen:

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens,
- Innere Exposition durch Inhalation von Staub (für Teilgebiet „Klärwerk“),
- Innere Exposition durch Direktingestion von Boden.

Der Expositionspfad

- Innere Exposition durch den Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel (Trinkwasser, Blattgemüse, sonstige pflanzliche Produkte)

ist zwar auf den untersuchten Flächen nicht relevant, da keine Nutzung der Flächen als Kleingarten oder Ackerland stattfindet. Das bedeutet aber nicht, dass im Stadtgebiet derartige Nutzungen auf kontaminierten Arealen auszuschließen sind. So wird das ebenfalls kontaminierte Gebiet „Eden“ landwirtschaftlich bzw. als Obstgarten genutzt. Daher ist das Expositionsszenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel (Blattgemüse, sonstige pflanzliche Produkte)“ für Standorte der Stadt Oranienburg insgesamt als realistisches Szenario einzustufen.

Eine besondere Problematik am Standort Oranienburg stellt das Grundwasser dar. Da große Teile des Stadtgebietes zum Einzugsgebiet früher betriebener Wasserfassungen gehören und auch den Rechtsstatus als Trinkwasserschutzzone aufwiesen, ist eine generelle Nutzbarkeit des Grundwassers für die Trinkwassergewinnung gegeben, so dass das Expositionsszenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel (Trinkwasser)“ im Stadtgebiet von Oranienburg als realistisches Szenario einzustufen ist. Die reale Trinkwasserversorgung der Stadt Oranienburg erfolgt allerdings aus Wasser des Wasserwerks Sachsenhausen im Norden der Stadt. Hausbrunnen aus denen Trinkwasser gewonnen wird, sind nicht bekannt und wegen des Anschluss-

zwangs an die zentrale Wasserversorgung zur Zeit auch praktisch auszuschließen (Lohaus 2006). Die Existenz von Brunnen zur Beregnung im Stadtgebiet von Oranienburg kann dagegen nicht prinzipiell ausgeschlossen werden.

Expositionsszenarien durch die Inhalation von Radon sind im Stadtgebiet von Oranienburg nicht realistisch. Es wurden keine Messungen der Radonexhalation durchgeführt, die Zusammensetzung der untersuchten Böden und Grundwässer lässt allerdings einen solchen Schluss zu. Es wurden hauptsächlich Thoriumkonzentrate am Standort produziert und verwendet, so dass mit Ausnahme lokaler Bereiche, in denen Ra-226-haltige Rückstände der Erzlaugung dominieren, nicht mit relevanten Rn-222-Gehalten im Boden oder Grundwasser zu rechnen ist.

Für das Modellgebiet Rheinberger Altrhein sind folgende Expositionspfade grundsätzlich zu prüfen:

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens,
- Innere Exposition durch Inhalation von Staub und Radon,
- Innere Exposition durch Ingestion lokal angebaute Nahrungsmittel,
- Innere Exposition durch Direktingestion von Boden.

Für diese Expositionspfade sind folgende Sachverhalte bei der Beurteilung des Realismus zu berücksichtigen:

- Wie im Kapitel 4.2.3 beschrieben, liegen Teile des untersuchten Gebietes in einem Naturschutzgebiet mit Betretungsverbot. In diesem Naturschutzgebiet wurden die höchsten flächenhaften Kontaminationen gefunden. Wie Fotos in /HGN 06/ zeigen, wird das Betretungsverbot jedoch von einzelnen Personen missachtet. Eine offensichtlich ausgeübte Handlung in diesem Gebiet ist das Angeln. Damit ist der Pfad „Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens“ auch für Flächen, die planungsrechtlich nicht zu betrachten wären, aufgrund der einfachen Zugänglichkeit der Landschaft ein realistischerweise vorkommender Expositionspfad.
- Das Gewässer Fossa Eugeniana besitzt aufgrund der bergbaulichen Einleitungen eine relativ hohe Salzkonzentration (NaCl ca. 5 g/l). Das Wasser ist damit für eine Beregnung und auch eine Viehtränke nur bedingt geeignet. Im Rheinberger Altrhein sind die Salzkonzentrationen durch Zumischungen unbelasteten Wassers aus dem Moersbach geringer und liegen bei ca. 3 g/l NaCl. Auskünfte von Anwohnern ergaben jedoch, dass die Kühe der angrenzenden Kuhweide das Wasser zumindest teilweise trinken.
- Die Trinkwasserversorgung der Städte Rheinberg und Kamp-Lintfort erfolgt zentral. Das zur Trinkwassernutzung im Wasserwerk Moers-Gerdt geförderte Grundwasser ist nicht durch die hier betrachteten Ablagerungen beeinflusst und auch ansonsten radiologisch unbelastet.
- Nutzungen des Grundwassers im unmittelbaren Nahbereich der mit Einleitungen des Bergbaus belasteten Oberflächengewässer Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein als Trinkwasser sind

nicht bekannt. Soweit signifikante Beeinflussungen des Grundwassers durch diese Bergbauwässer feststellbar waren, ist die Eignung dieses Wassers als Trinkwasser aufgrund des hohen Salzgehaltes bereits vom Grundsatz her in Frage zu stellen.

- Wegen der unmittelbaren Nähe zu Siedlungen und den weitgehend ungehinderten Zugangsbedingungen ist ein Aufenthalt von Kindern im Gebiet naheliegend und wird auch durch Beobachtungen bestätigt, so dass der Pfad Direktingestion zu beachten ist. Eine Altersgruppierung konnte nicht direkt vorgenommen werden.
- Die in /HGN 06/ als kritische Gruppe angenommene Familie eines angelnden Kleingärtners mit Kleinkind (Alter 1-2 Jahre) wurde nicht direkt beobachtet und stellt nach unserer Einschätzung eine eher konservative als realistische Annahme dar.
- Da am Altrhein auch Jagd möglich ist, wurde im Gutachten /HGN 06/ auch der Verzehr von Wildfleisch diskutiert. Für diesen Pfad sind allerdings in Hinblick auf die zu betrachtenden Nuklide (Radium, Pb-210) spezielle Anreicherungen, wie sie z.B. in der Nahrungskette Hirschtrüffel – Wildschwein – Wildschweinfleisch für Cs-137 vorkommen /CVU 06/ nicht bekannt und auch nicht begründet zu erwarten. Unter den Standortbedingungen am Rheinberger Altrhein mit einer für den Aktionsradius von Wildtieren eher kleinen kontaminierten Fläche ist daher der Verzehr von Wildfleisch durch das Rindfleisch abgedeckt. Eine spezielle Betrachtung dieser Exposition wurde daher nicht ausgeführt.

Tabelle 5-3: Relevanz der in den Berechnungsgrundlagen – Bergbau berücksichtigten Expositionsszenarien und –pfade in den Modellgebieten

Expositionsszenarien & – Pfade	Relevanz		
	Oranienburg; „Goetschke“	Oranienburg; „Klärwerk (Teilfläche 5)“	Rheinberger Altrhein
Äußere Exposition durch γ-Strahlung des Bodens			
Aufenthalt im Freien	relevant	relevant	relevant
Aufenthalt in Wohngebäuden	nicht relevant: eine erhöhte ODL ist abseits vom kontaminierten Flächen nicht mehr festzustellen	nicht relevant: eine erhöhte ODL ist abseits vom kontaminierten Flächen nicht mehr festzustellen	nicht relevant: eine erhöhte ODL ist abseits vom Uferbereich nicht mehr festzustellen
Innere Exposition durch Inhalation von Staub			
Aufenthalt im Freien	nicht relevant: Fläche ist ganzjährig bewachsen	relevant: kein Bewuchs auf der Fläche	nicht relevant: keine Staubbelastung, da Flächen eher feucht sind und einen ganzjährigen Bewuchs aufweisen.
Aufenthalt in Wohngebäuden	nicht relevant	nicht relevant: zu großer Abstand zu Staubquellen	nicht relevant: keine Staubbelastung aus den Ableitungen mit dem Grubenwasser und großer Abstand zu Staubquellen
Innere Exposition durch Inhalation von Radon			
Aufenthalt im Freien	nicht relevant: geringe Quellstärke und Verdünnung durch Ausbreitung	nicht relevant: geringe Quellstärke und Verdünnung durch Ausbreitung	nicht relevant: geringe Quellstärke
Aufenthalt in Wohngebäuden	nicht relevant, da keine Wohnbebauung auf kontaminierter Fläche	nicht relevant, da keine Wohnbebauung	nicht relevant für die hier betrachteten Einleitungen des Bergbaus und daraus resultierende Ablagerungen im Überschwemmungsgebiet (keine Bebauung).
Innere Exposition durch Ingestion von Wasser			
Trinkwasser	relevant, da Trinkwassergewinnung prinzipiell nicht ausgeschlossen	relevant, da Trinkwassergewinnung prinzipiell nicht ausgeschlossen	nicht relevant: da keine Trinkwassergewinnung in kontaminierten Bereichen
Brunnenwasser	relevant	relevant	nicht relevant: ist zwar nicht völlig auszuschließen, aber unwahrscheinlich wegen mangelnder Eignung bergbaubeeinflussten Wassers (hoher Salzgehalt)
Innere Exposition durch Ingestion lokal angebaute Nahrungsmittel			
Fisch	nicht relevant	nicht relevant	relevant: aber derzeit verboten, aber für die Zukunft nicht auszuschließen, daher max. 25 % des Fischverzehr
Milch und Milchprodukte	nicht relevant	nicht relevant	relevant: max. 25 % der Milch und Milchprodukte
Fleisch	nicht relevant	nicht relevant	relevant: lokal erzeugtes Rindfleisch
Blattgemüse und sonstige pflanzliche Produkte (Anbau im Kleingarten)	relevant (bei Übertragung auf andere Flächen im Stadtgebiet durch Beregnung mit Brunnenwasser)	relevant (bei Übertragung auf andere Flächen im Stadtgebiet durch Beregnung mit Brunnenwasser)	relevant: bei Beregnung mit Brunnenwasser, max. 25 % der verzehrten Nahrungsmittel
Innere Exposition durch Direkt ingestion von Boden			
Direkt ingestion von Boden	relevant	relevant	relevant

Eine signifikante Exposition durch Inhalation von Radon als Folge der Exhalation der kontaminierten Flächen findet auf den untersuchten Flächen nicht statt. Im Gebiet Rheinberg konnte dies durch Abschätzungen auf der Basis von Messwerten der Radonexhalation mittels der BglBb -Radon überprüft werden.

Da der dichte Bewuchs und die im Jahresmittel eher feuchten Böden in den kontaminierten Flächen am Altrhein eine intensive Staubbildung verhindern, ist eine signifikante Inhalation von Staub ausgeschlossen.

Die Gewässersedimente stellen zwar ein wichtiges Bindeglied zwischen den Grubenwassereinleitungen und den Bodenkontaminationen am Rheinberger Altrhein dar (s. Abbildung 4-8). Sie sind aber selbst kein Teil eines Ausbreitungspfades der BglBb und von daher für eine Expositionsermittlung nicht notwendig. Es empfiehlt sich allerdings, soweit Bodenkontaminationen in Überschwemmungsgebieten auftreten, die Gewässersedimente in eine Untersuchung zumindest orientierend einzubeziehen, um zum einen systemare Zusammenhänge aufzuklären, zum anderen aber auch, um eine Beurteilung zukünftiger Situationen (extreme Hoch- oder Niedrigwassersituationen) vornehmen zu können oder radiologische Konsequenzen einer Gewässer-sanierung mit Sedimentaushub im Vorfeld diskutieren zu können. Daher sollte eine angemessene Untersuchung von Gewässersedimenten in einem Leitfaden mit gefordert werden.

5.2.2 Einwirkstellen und Personengruppen

Die BglBb fordern für die Expositionsermittlung Referenzpersonen mit relativ hoher Exposition an ungünstigsten Einwirkstellen zu Grunde zu legen. Bei der Ermittlung der Einwirkstellen sind „unkultivierte Halden“ für die Altersgruppe „< 1 a“ und „1-2 a“ nicht zu betrachten. Kinder und Jugendliche können sich dort allerdings (250 h) aufhalten. Für die Bevölkerungsgruppe Erwachsene (> 17 a) wird von einer verminderten Aufenthaltszeit (100 h) ausgegangen.

Für die in dieser Arbeit untersuchten Beispielfälle wurden gezielte Beobachtungen über die tatsächliche Nutzung der hier untersuchten Flächen im Rahmen dieser Studie nicht erhoben. Aus der allgemeinen Kenntnis der Standortbedingungen, Auskünften von Personen mit genaueren Standortkenntnissen und Einschätzungen aufgrund der Standortbegehungen stellt sich die Frage der Einwirkstellen wie folgt dar.

Da aufgrund des Bewuchses, der Bodenfeuchtigkeit und fehlender anderer Ursachen für eine Staubbildung der Staubbildung für die hier betrachteten Fläche keine besondere Rolle spielt und insbesondere eine speziell lokalisierbare Staubquelle nicht vorliegt, sind die Direktstrahlung und ggf. die Direktinhalation von Boden die entscheidenden Ausbreitungspfade. Die Relevanz eines Ortes oder Gebietes bezüglich dieser Pfade kann auf der Basis der Ortsdosisleistung (ODL) hinreichend beurteilt werden.

Für die Festlegung der Einwirkstellen am Rheinberger Altrhein sind zwei mögliche Aufenthaltsformen von Personen zu unterscheiden. Obwohl das Angeln am Rheinberger Altrhein verboten ist, findet es in der Realität statt. Angler halten sich dabei am Gewässerrand relativ lange an einem Ort auf und es ist auch realistisch anzunehmen, dass bestimmte Einzelorte bevorzugt benutzt werden. Folglich sind relativ kleinräumige Gebiete in Ufernähe als Einwirkstelle zu betrachten. Im Unterschied dazu ist für Personen im sonstigen Gebiet ein wiederholter und länger dauernder Aufenthalt an einem bestimmten Ort in hohem Maße unwahrscheinlich.

Realistischerweise ist als Aufenthaltsform eine langsame Bewegung durch das Gebiet, z.B. als Spaziergänger anzunehmen. Aufgrund der hier beschriebenen Nutzungs- und Aufenthaltsformen sind Personen aller Altersgruppen als potentiell exponierte Personen in die Expositionsermittlungen einzubeziehen.

Die Fläche „Goetschke“ in Oranienburg ist als Industriebrache ungenutzt und eingezäunt. Aufgrund von schadhaften Abschnitten im Zaun ist sie aber trotzdem zugänglich und wird nach Beobachtungen bei der Begehung auch als Spielgelände genutzt. Durch den starken Bewuchs in der Vegetationsperiode ist sie wenig einsehbar. Bei der hier angesetzten Nutzungsform sind Aufenthalte von Säuglingen und Kleinkindern genau wie von Erwachsenen als untergeordnet einzustufen. Als kritische Gruppe müssen auf dieser Fläche Kinder und Jugendliche angesehen werden.

Ein Daueraufenthalt an einem eng begrenzten Ort, wie er beim Angeln vorkommt, ist für die Fläche Goetschke und die dort anzunehmende Nutzungsform wenig wahrscheinlich. Von daher ist als zu betrachtende Einwirkstelle ein Einzelort mit besonders hoher ODL nicht realistisch. Vielmehr ist eine über größere Teile des kontaminierten Areals gemittelte Betrachtung der zu empfehlende Ansatz, der unsystematische Ortsveränderungen der Referenzpersonen als Element der Nutzungsform „Spielgelände“ berücksichtigt.

Diese unterschiedlichen Aufenthaltsformen erfordern unterschiedliche Betrachtungsweisen bei der Festlegung von Einwirkstellen. Dabei ist die Wahl der Einwirkstelle als Ort des gemessenen Maximalwerts der ODL wenig geeignet, da dieser Wert einerseits als Punktwert singulär ist, er aber andererseits im Rahmen der Messungen stets ein Rasterelement von hier 2x2 m (4 m²) repräsentiert. Die Einwirkstelle kann daher besser über eine dem Verhalten der Referenzperson angepasste Flächengröße beschrieben werden.

Für den Angler und einzelne seiner Familienmitglieder ist der Aufenthalt in einem kleineren Gebiet (geschätzte Größenordnung: 10 – 100 m²) als Orientierung anzusetzen. Um für diese Annahme einen realistisch-konservativen Schätzwert der ODL zu erhalten, wurde in /HGN 06/ eine „Pufferung“ der ODL-Daten in der Umgebung von gemessenen Höchstwerten („Hotspots“) ausgeführt. Die Ergebnisse dieser Mittelung über jeweils 9 Messpunkte (Summe 36 m²) sind in Tabelle 5-4 zusammengestellt. Sie zeigen für alle höher kontaminierten Flächen am Altrhein einen nur geringen Gradienten mit Vergrößerung der Fläche. Für Einwirkstellen von etwa 40 m² ist demnach eine Reduktion der gemessenen Maximalwerte um ca. 10 % (bzw. auf ca. 90 % der gemessenen Maximalwerte) für das hier betrachtete Gebiet ein geeigneter Ansatz.

Für Fußgänger, Wanderer oder andere Formen der Freizeitgestaltung die auf oder an den Wegen im planungsrechtlich betretbaren Gebiet stattfinden, ist eine wesentlich größere Mittelungsfläche anzusetzen. Eine Fortsetzung der Mittelung ausgehend von den „Hotspots“ zu größeren Flächen hin muss allerdings berücksichtigen, dass in Richtung Ufer ein „Abschneiden“ des Aufenthaltsraumes für Personen vorliegt und dass in Richtung vom Ufer weg die Kontamination stärker abnimmt als parallel zum Ufer, man also eine „Anisotropie“ der Kontamination zu beachten hat (s. Abbildung 5-2). Daher ist die im Kapitel 4.7 bereits beschriebene Mittelung über größere zusammenhängende Kontaminationsflächen die besser geeignete Vorgehensweise.

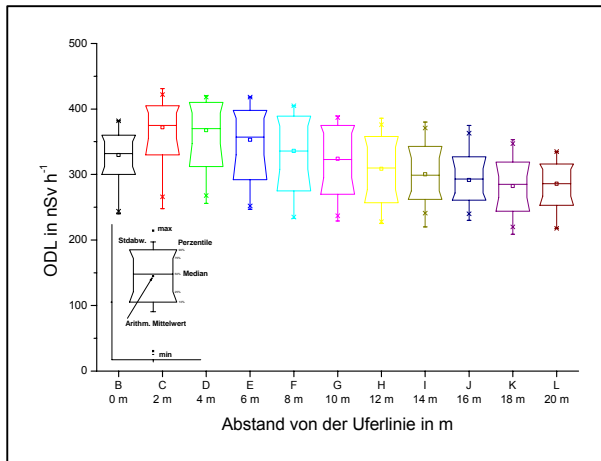


Abbildung 5-2 Veränderung der ODL bei Zunahme des Abstandes vom Ufer (Gebiet Altrhein)

Tabelle 5-4: Ergebnisse einer Pufferung von ODL-Daten (Gebiet Altrhein)

Bezeichnung	ODL in nSv h ⁻¹	Ergebnisse der Pufferung: ODL in nSv h ⁻¹		Bezeichnung	ODL in nSv h ⁻¹	Ergebnisse der Pufferung: ODL in nSv h ⁻¹	
		Arithm. Mittelwert	Stabw.			Außerhalb Schilfgürtel	Messwert
Hotspot 1	431	391	34	Hotspot 1	398	363	23
Hotspot 2	422	388	27	Hotspot 2	390	357	28
Hotspot 3	421	387	37	Hotspot 3	384	371	18
Hotspot 4	420	406	8	Hotspot 4	376	342	22
Hotspot 5	420	390	29	Hotspot 5	375	359	16
Hotspot 6	418	405	11	Hotspot 6	373	329	34
Hotspot 7	418	390	34	Hotspot 7	372	339	21
Hotspot 8	418	412	7	Hotspot 8	372	337	17
Hotspot 9	418	410		Hotspot 9	371	346	17
Hotspot 10	417	412		Hotspot 10	370	361	31
Mittelwert	420	399		Mittelwert	378	350	-

Um die Wirkung einer Flächenmittelung beurteilen zu können, ist in Abbildung 5-3 ein Zusammenhang von Mittelungsfläche und gemittelter ODL dargestellt. Basis dieser Diagramme sind für das Altrheingebiet folgende Kennziffern:

- Gemessene Maximalwerte der ODL auf Rasterelementen (4 m²) im Schilfgürtel (431 nSv/h) und außerhalb des Schilfgürtels (398 nSv/h).
- Mittlere ODL von 10 Hotspots nach Pufferung (Mittelwertbildung) über jeweils 9 benachbarte Rasterelemente: im Schilfgürtel 399 nSv/h, außerhalb 350 nSv/h). Durch die Pufferung repräsentieren diese Werte eine Fläche von 36 m².
- In /HGN 06/ sind außerdem Angaben über die Hauptkontamination im Schilfgürtel (Fläche 8.021 m²; arithmetischer Mittelwert 325 nSv/h) sowie über die Fläche außerhalb des Schilfgürtels südlich des Altrheins („rechts“, Mittelwert 231 nSv/h, Fläche ca. 70.000 m²) enthalten.

Mit diesen Daten ergeben sich Zusammenhänge zwischen mittlerer ODL und Mittelungsfläche gemäß Abbildung 5-3, links. Die bezüglich Flächengröße logarithmisch geteilten Kurvenverläufe zeigen, dass die Festlegung der Einwirkstelle für das Altrheingebiet nicht besonders stark durch die Wahl eines Einzelortes oder auch der diesem Ort zugeordneten Aufenthaltsfläche bestimmt wird.

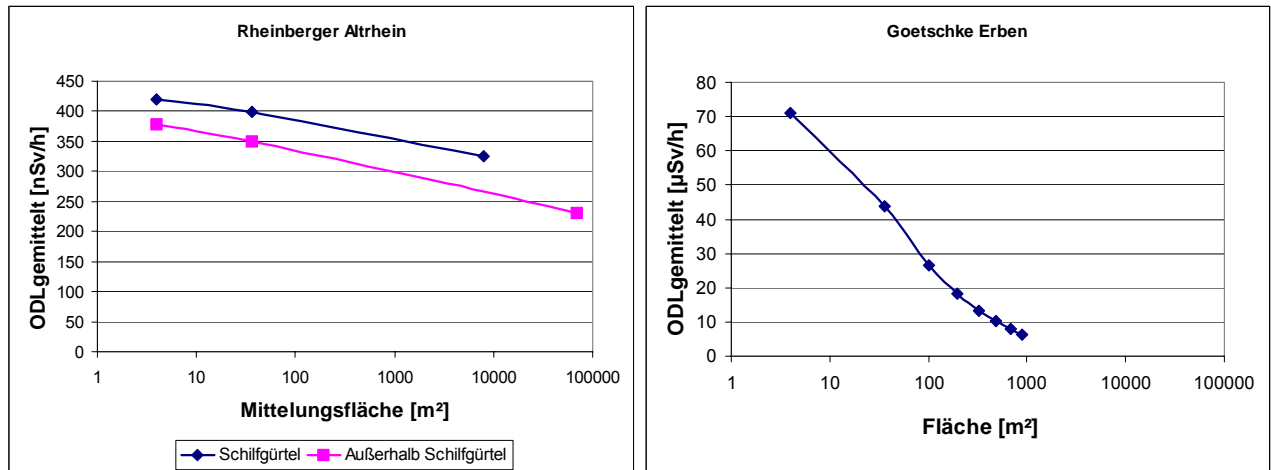


Abbildung 5-3: Abhängigkeit der mittleren ODL von der Flächengröße

Die als flächendeckendes Raster vorliegenden ODL Daten der Fläche Goetschke (Oranienburg, s. Abbildung 3-3) wurden ausgehend vom Maximalwert („Spot“) in konzentrischen Ringen gemittelt. Der daraus resultierende Zusammenhang von ODL und Mittelungsfläche in Abbildung 5-3, rechts zeigt einen sehr deutlichen Abfall mit zunehmender Mittelungsfläche und reflektiert die heterogenen Verhältnisse der Kontaminationsverteilung auf diesem ehemaligen Industriegrundstück. Die Festlegung einer Einwirkstelle für diesen Standort ist folglich sehr ermessensabhängig. Bei der vorn beschriebenen Aufenthaltsform als Spielgelände für Kinder und Jugendliche ist dabei eine Mittelung über mindestens 100 m² zu empfehlen. Für eine differenziertere Betrachtung sind probabilistische Modelle vorzuziehen, bei denen insbesondere die Größe einer Aufenthaltsfläche und die dort verbrachte Zeit miteinander in Beziehung gesetzt werden. Nur mit einer solchen Betrachtung wird eine realistische Festlegung des dann „unscharfen“ Expositionsortes in Bezug auf die Kontaminationsverteilung und die wirklich vorhandenen (oder zu erwartenden) Nutzungen heraus möglich sein.

5.2.3 Beurteilung zukünftiger Situationen

5.2.3.1 Methodische Vorbemerkungen

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau sehen vor, bei der Bestimmung möglicher künftiger Nutzungen planungsrechtliche Festsetzungen zu berücksichtigen und die Prägung des Gebiets unter Berücksichtigung der absehbaren Entwicklung zu beachten. Konkreten Vorgaben zu Zeitskalen sind in den BglBb nicht enthalten. Aktivitätsungleichgewichte von Ra-228, Th-228, Pb-210 und Ac-227 zu ihren Vorgängernukliden können

allerdings in den relativ überschaubaren Zeiträumen von 10 bis 100 Jahren zu systematischen Veränderungen der Nuklidvektoren führen. In Zeiträumen von 1.000 bis 1 Mio. Jahre gleichen sich auch die Aktivitätsgleichgewichte der langlebigen Nuklide U-234, Th-230, Ra-226 und Pa-231 an die Mutternuklide der Zerfallsreihen an, soweit nicht durch natürliche Prozesse bestimmte Ungleichgewichte verbleiben (s. /IVA 92/).

Eine realistische Schätzung von potentiellen Expositionen nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau ist auf einen Zeitrahmen von maximal wenigen hundert Jahren beschränkt, da nur für solche Zeiträume Annahmen über Lebensgewohnheiten und mögliche Nutzungen realistisch zu treffen sind. Für Langzeitbewertungen werden Trendaussagen, mit denen die Zu- oder Abnahme der Aktivität kontaminierter Anlagerungen charakterisiert wird, für besser geeignet eingeschätzt als eine fiktive Expositionsberechnung.

Im Folgenden wird für die Standorte Oranienburg und Rheinberger Altrhein geprüft, wie dieses Konzept unter Beachtung der konkreten Standortbedingungen umzusetzen ist.

5.2.3.2 Oranienburg, Nutzungsaspekte

Für die Standorte im Stadtgebiet Oranienburg sind nach den Darstellungen im Kapitel 3.8.1 Nuklidvektoren typisch, bei denen Ra-228, Th-228 im Gleichgewicht mit Th-232 stehen. Ungleichgewichte treten nur in der U-238 und in der U-235 Zerfallsreihe zwischen den sehr langlebigen Radionukliden Ra-226, Th-230 und U-238 (U-234) sowie zwischen U-235 und Pa-231 auf. Pb-210 kann in einigen Materialien noch gegen Ra-226 abgereichert sein. Das Ungleichgewicht ist aber nach inzwischen fast 3 Halbwertszeiten, in denen Pb-210 nachwachsen konnte, praktisch unbedeutend. Ähnliches gilt für Ac-227 in Relation zum Pa-231. Damit sind wesentliche Änderungen der Nuklidzusammensetzung in den planungsrechtlich überschaubaren Zeiträumen nicht zu erwarten bzw. von untergeordneter Bedeutung. Da außerdem derzeit keine neuen Radionuklideinträge stattfinden, es sich also um „ruhende“ Ablagerungen handelt, können zukünftige Situationen für die Flächen ausschließlich unter planerischen Gesichtspunkten bewertet werden. Dabei gilt für die hier betrachteten Flächen:

- **Fläche „Goetschke“:** Derzeit stellt die Fläche „Goetschke Erben“ eine ungenutzte Brachfläche (Industriebrache) dar, die nach Augenschein offensichtlich zumindest sporadisch als Freizeitfläche genutzt wird. Im aktuellen Entwurf des Flächennutzungsplans vom Januar 2006, der die räumlichen Planungs- und Entwicklungsziele für die nächsten 10-15 Jahre ordnet sowie im rechtskräftigen Flächennutzungsplan vom März 2002 wird die Fläche als Waldfläche ausgewiesen /MAT 06/. Für diese Art der zukünftigen Nutzung ist bei der derzeitigen Rechtslage eine Dekontamination nicht zwingend erforderlich. Die Tolerierung der Kontaminationssituation bei Umgestaltung in eine Waldfläche könnte als realistische Annahme gelten. In solchem Fall ist durch die Nähe zur Wohnbebauung eine Freizeitnutzung anzunehmen, die den Aufenthalt aller Altersgruppen einschließt.

Die Prägung des Umfeldes der Fläche „Goetschke“ als Stadtgebiet lässt aber andere, in Bezug auf die Exposition von Personen sensible Nutzungsformen wie eine direkte Nutzung für Wohnbebauung für eine fernere Zukunft ebenfalls als realistisch erscheinen.

- **Fläche „Klärwerk (Teilfläche 5)“:** Zur Zeit unterliegt die Fläche Klärwerk einer gewerblichen Nutzung. Im aktuellen Entwurf des Flächennutzungsplans vom Januar 2006 sowie im rechtskräftigen Flächennutzungsplan vom März 2002 wird die Fläche als gewerbliche Baufläche Typ 2 ausgewiesen. Die Nutzung besagt, dass an die Fläche höhere Anforderungen hinsichtlich Art und Intensität der Nutzung, Gestaltung und Begrenzung der Emission zu stellen sind /MAT 06/.

Für die Fläche liegt ein Bebauungsplan (B-Plan Nr. 7.3) vor, der eine gewerbliche Nutzung mit einer maximalen Grundflächenzahl von 0,6, einer maximalen Baumassenzahl von 5,4, abweichende Bauweise und einer maximalen Höhe der baulichen Anlagen von 46 m festsetzt. Der Bebauungsplan Nr. 7.3 trat am 04.11.2005 in Kraft /MAT 06/.

Am westlichen Rand der Fläche ist das Anlegen eines Weges entlang der Havel geplant. Dieser Sachverhalt zeigt, dass in Hinblick auf zukünftige Situationen zumindest kleinräumige Veränderungen der Nutzung möglich sind. Ansonsten ist durch die Prägung des Gebietes insgesamt eine wesentliche Veränderung nicht absehbar.

- **Andere Flächen im Gebiet Lindenring / zentraler Kontaminationsspot** (s. Kap. 3.2.4): Derzeit unterliegen die Flächen einer gewerblichen Nutzung, Wohnbebauung oder werden als Freizeittflächen (vor allem Flächen entlang des Kanals) genutzt.

Die Flächen im Gebiet Lindenring/Lehnitzstraße sind im Flächennutzungsplan Entwurf 2006 und im rechtskräftigen Flächennutzungsplan als Wohnbauflächen Typ 2 dargestellt. Für diese Flächen ist verdichteter Reihenhausbau, Zeilenbau und Geschosswohnungsbau geringer Dichte (bis max. 4 Normalgeschosse mit Dachgeschoss), einer maximalen Grundflächenzahl bis 0,8 geplant. Das entspricht zum Teil auch dem Bestand. Die im Südosten angrenzende Fläche ist im Flächennutzungsplan eine Grünfläche mit der Zweckbestimmung „Parkanlage“.

Grundsätzlich können für diese Nutzungsformen bei bekannter Bodenkontamination mit den Rechenvorschriften der BgIBb potentielle Expositionen für Referenzpersonen an ungünstigen Einwirkstellen ermittelt werden. Die Durchführung solcher Berechnungen war aber nicht Inhalt der hier vorliegenden Untersuchung.

Obwohl die aktuelle Nutzung von Grundwasser als Trinkwasser und zur lokalen Erzeugung von Lebensmitteln nicht stattfindet, ist für zukünftige Situationen auch in den hier als „überschaubar“ angesetzten Zeiträumen bis zu wenigen 100 Jahren eine solche Nutzung nicht auszuschließen. Legt man für ein solches Szenario eine hohe, aber nicht extreme Grundwasser-Kontamination (s. Kapitel 3.9: U-238=U-234: 100 mBq/l; Ra-226: 25 mBq/l, Pb-210: 30 mBq/l; Ra-228: 30 mBq/l, Ra-224: 60 mBq/l) als Bezug zu Grunde, so ergibt sich allein aus der Trinkwassernutzung ein Dosisbeitrag zwischen 0,30 mSv für den Säugling (< 1a), 0,06 mSv für die Altersgruppe 12-17 Jahre und 0,03 mSv für Erwachsene. Wird das Wasser auch für Beregnung in Kleingärten verwendet, erhöhen sich die hier angegebenen Werte leicht (s. Kapitel 6.7.2). Werden Extremwerte wie z.B. 200 mBq/l Ra-228 als Berechnungsgrundlage angesetzt, dann ist die Richtdosis von 1 mSv zumindest für die Altersgruppe Säuglinge bereits allein durch die Trinkwassernutzung überschritten. Das bedeutet, dass bei der gegenwärtigen Grundwasser-Kontamination und einer (zukünftigen) Grundwasser-

Nutzung für Trinkwassergewinnung das Szenario „Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel“ eine erhebliche radiologische Relevanz besitzt.

Nicht enthalten in diesen Betrachtungen sind mögliche Veränderungen im Grundwasser-Chemismus (z.B. durch Klimaänderung, Rückgang saurer Regen, usw.), die zu Veränderungen der Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser führen können. Es dürfte aber im Regelfall den Rahmen einer strahlenschutzfachlichen Prüfung übersteigen, solche Effekte einzubeziehen, soweit nicht durch andere Arbeiten (wasserwirtschaftliche oder hydrogeologische Untersuchungen) konkrete Hinweise auf derartige Veränderungen absehbar sind.

5.2.3.3 Langzeitprognose Oranienburg

Wie bereits im vorstehenden Abschnitt über Nutzungsaspekte dargestellt, sind Änderungen der Nuklidzusammensetzung in den planungsrechtlich überschaubaren Zeiträumen nicht zu erwarten bzw. von untergeordneter Bedeutung. Wesentliche Veränderungen der Nuklidvektoren können allerdings in Zeiträumen von mehr als 1.000 Jahren auftreten. Um für diese Zeiträume eine tendenzielle Beurteilung der Ablagerungen zu erhalten, kann ein normierter integraler Dosiskoeffizient $G(t)$, im Weiteren als Dosisfaktor $G(t)$ bezeichnet, berechnet werden:

$$G_j(t) = \frac{\sum_r a_r(t) \cdot g_{r,j}}{\sum_i a_r(\infty) \cdot g_{r,j}} \quad (\text{Gl. 5-1})$$

mit $a_r(t)$ – spezifische Aktivität des Nuklids r zum Zeitpunkt t ; $a_r(\infty)$ – spezifische Aktivität des Nuklids r zum Zeitpunkt „unendlich“, praktisch angenähert durch ca. 1 Mio. Jahre; j – Index für die Referenzperson (Altersgruppe).

Die zeitliche Veränderung dieses Dosisfaktors gibt an, wie sich die „Quellstärke“ eines Materials in Bezug auf die Expositionspfade Staubinhalation (mit $g = g_{\text{Inh}}$ Inhalationsdosiskoeffizient) oder Direktingestion (mit $g = g_{\text{Ing}}$ Ingestionsdosiskoeffizient) verändert. Dabei spielt die absolute Größe der spezifischen Aktivität keine Rolle, denn Zähler und Nenner in Gleichung 5-1 können auch normiert auf eine Bezugsaktivität angegeben werden.

Da am Standort Oranienburg von „ruhenden“ Ablagerungen ausgegangen werden kann, ist die zeitliche Veränderung der Aktivität ausschließlich aus den physikalischen Gesetzmäßigkeiten der Zerfallsreihen heraus abzuleiten. Gerade für den Standort Oranienburg ist allerdings neben der Direktingestion und der Staubinhalation der Wasserpfad von wesentlicher Bedeutung. Dieser Pfad kann in die oben beschriebene Langzeitbewertung einfach einbezogen werden, wenn man die spezifische Aktivität a_r^G des Feststoffs (Gesteins) durch die dieser Aktivität bei Direktkontakt mit Grundwasser sich einstellenden Aktivitätskonzentration C_r^W ersetzt. Dabei gilt (s. Kapitel 6.7.3)

$$C_r^W = TF_r^{GW} \cdot a_r^G \quad (\text{Gl. 5-2})$$

Mit $TF_r^{(W)}$ – Transferfaktor Boden – Grundwasser.

In Abbildung 5-4 und Abbildung 5-5 sind für die typischen Materialien des Standorts Oranienburg (s. Nuklidvektoren in Kap. 3.8.1) Langzeittrends der normierten Dosiskoeffizienten für Staubinhalation, Direktiongestion und Ingestion von Grundwasser als Trinkwasser dargestellt. Bei der Festlegung der Nuklidzusammensetzung wurde zusätzlich Pa-231 einbezogen, für das keine direkten Messergebnisse vorlagen. Hierfür wurde hypothetisch ein Verhältnis Pa-231 : Th-230 von 1: 21,5 angenommen. Für die Bewertung des Trinkwassers wurden die in Tabelle 5-5 zusammengestellten Transferfaktoren genutzt, die für einige Radionuklide standortbezogen in /HGN 01a/ abgeschätzt wurden.

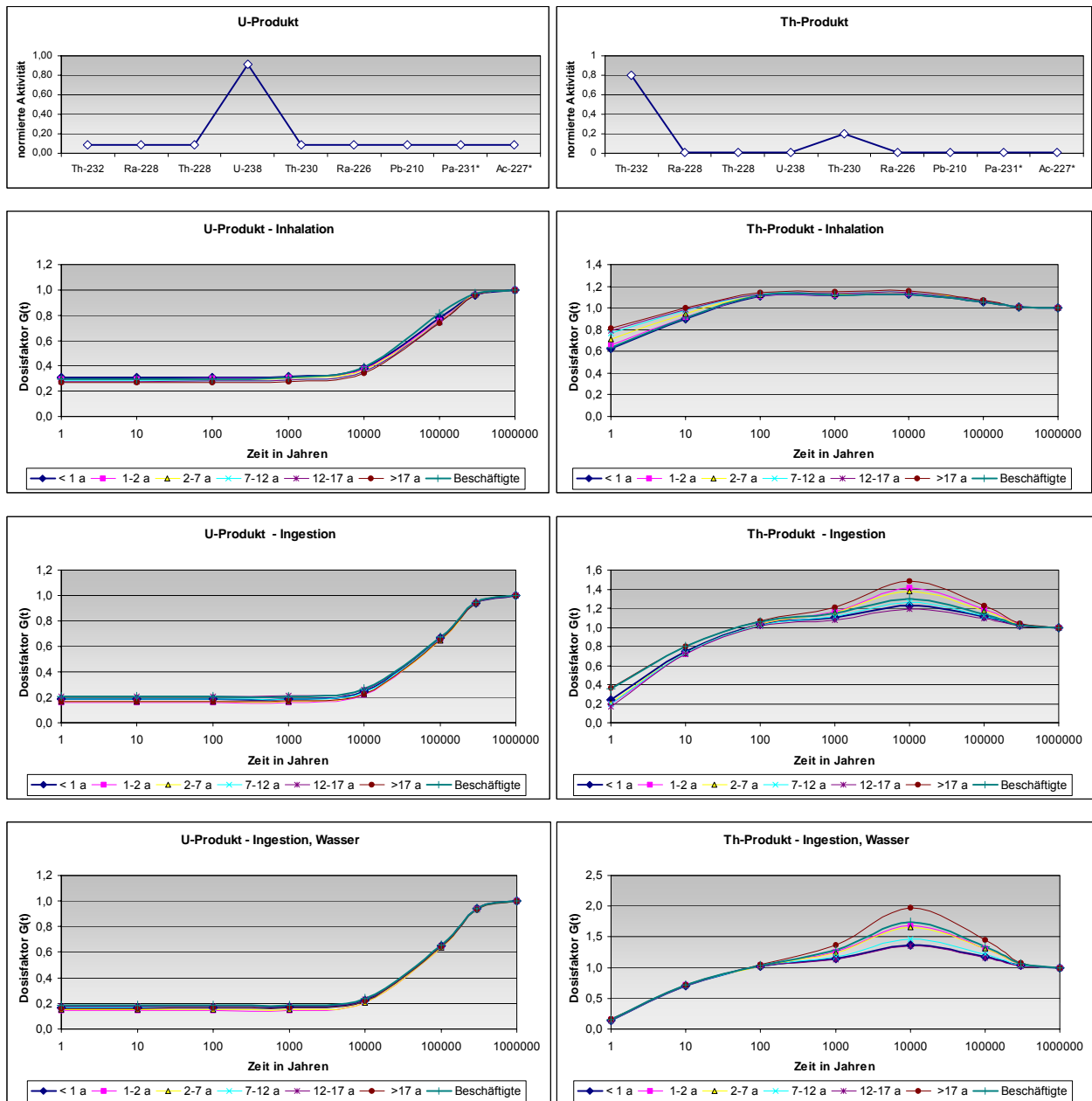


Abbildung 5-4: Langzeitentwicklung der Dosisfaktoren für Bodenkontaminationen vom Typ „U-Produkt“ und „Th-Produkt“

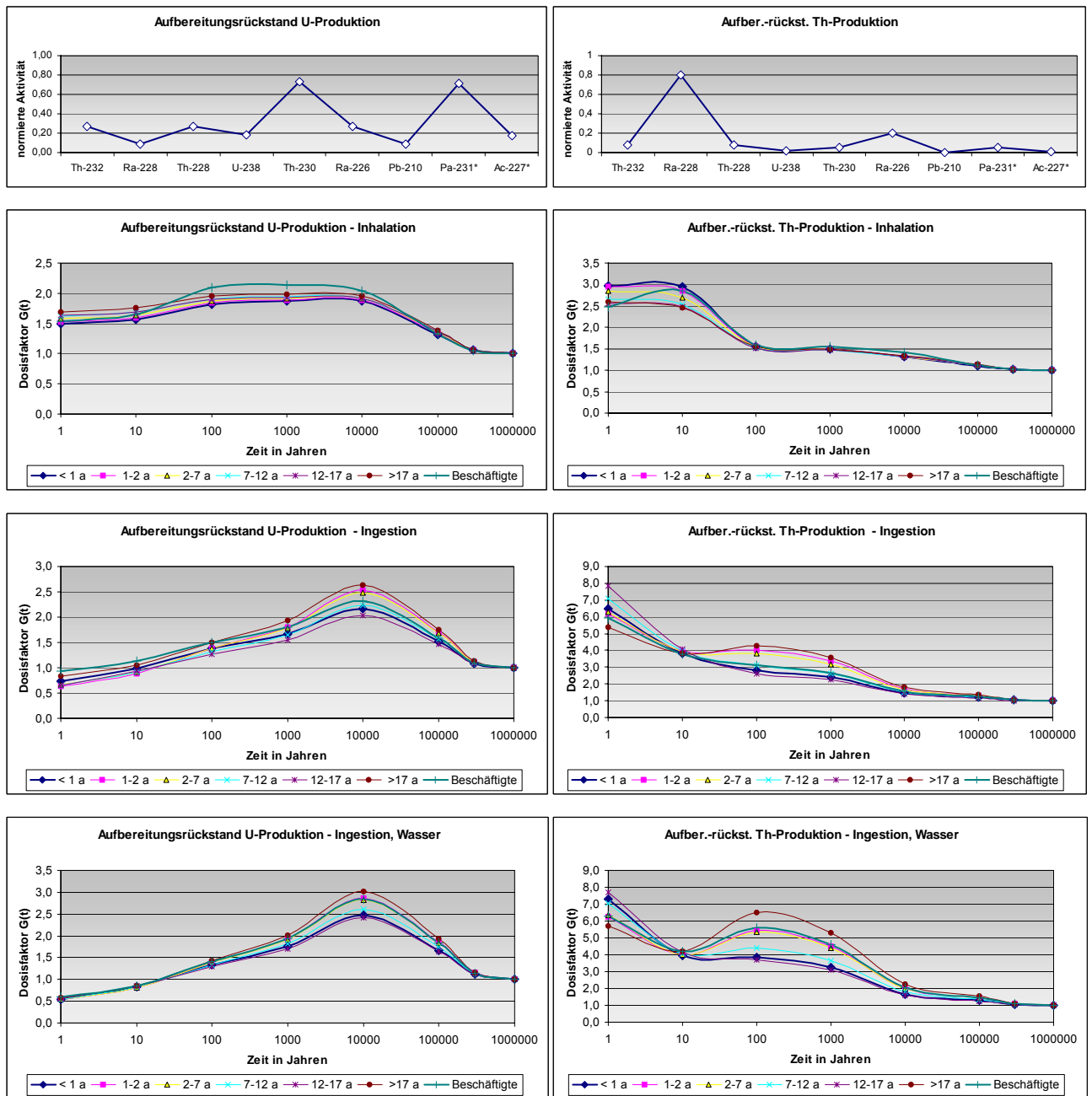


Abbildung 5-5: Langzeitentwicklung der Dosisfaktoren für Bodenkontaminationen vom Typ „Aufbereitungsrückstände U-Produktion“ und „Aufbereitungsrückstände Th-Produktion“

Tabelle 5-5: Transferfaktoren für den Übergang Boden – Grundwasser. Werte nach /HGN 01b/

Nuklid	Transferfaktor in g/m ³	Nuklid	Transferfaktor in g/m ³	Nuklid	Transferfaktor in g/m ³
Th-232	0,3	U-238	200	U-235	200
Ra-228	100	Th-230	0,3	Pa-231	0,3
Th-228	0,3	Ra-226	100	Ac-227	100
		Pb-210	300		
		Po-210	100		

Bei der Festlegung der Ausgangszusammensetzung der Materialien wurden die seit Einstellung der Erzverarbeitung in Oranienburg erfolgten Aktivitätsveränderungen (hypothetisch) herausgerechnet. Die in den Abbildungen als oberes Diagramm dargestellten Nuklidvektoren der Materialzusammensetzung könnten damit denen entsprechen, die im Zeitraum zwischen 1900 und 1945 ursprünglich angefallen waren. Die aktuellen Werte der normierten Dosiskoeffizienten sind aus dem Zeitpunkt von 60 bis 100 Jahre (nach Entstehung der Materialien) abzulesen.

Die Kurven zeigen, dass es nur für die (allerdings bei den bisherigen Untersuchungen am häufigsten angebotenen) Aufbereitungsrückstände der Th-Produktion zu einem überwiegend abnehmenden Verlauf der integralen Dosisfaktoren kommt. Ursache ist der Zerfall von Ra-228 für den Zeitraum bis 100 Jahren (hat bereits weitgehend stattgefunden) und der Zerfall von Ra-226 bis etwa 10.000 Jahre nach Entstehung des Materials. Der weitere leichte Abfall der Kurven ist auf den Zerfall von Pa-231 und Th-230 auf das Niveau von U-238 bzw. U-235 zurückzuführen.

Bei allen sonstigen Materialien nimmt der Dosisfaktor zumindest für die Ingestion (und damit auch den Wasserpfad) zunächst noch zu. Bei den Aufbereitungsrückständen der U-Produktion ist diese Zunahme über einen Zeitraum bis etwa 10.000 Jahre relativ stetig und ist bedingt durch das Nachwachsen von Ra-226 in Relation zum Th-230. Auch bei Rückständen mit Kontaminationen vom Typ „Th-Produkt“ wächst Ra-226 nach und der Dosisfaktor steigt an.

Für den Zeitraum ab 10.000 Jahre wird das Zeitverhalten der Kurven durch Th-230 und Pa-231 bestimmt. Durch den Zerfall dieser Nuklide auf das Niveau der Vorgänger (U-234 bzw. U-238 und U-235) stellt sich nach ca. 1 Mio. Jahren ein Gleichgewicht ein.

Wie bereits zuvor beschrieben, sind diese langfristigen Veränderungen für eine realistische Expositionsbeurteilung nicht heranzuziehen. Sie sollten aber bei einer qualitativen Beurteilung von radioaktiven Ablagerungen dann beachtet werden, wenn ein dauerhafter Verbleib der Ablagerungen aufgrund derzeit nicht vorhandener Gefahren erwogen wird.

5.2.3.4 Rheinberger Altrhein

Die Bodenkontaminationen am Rheinberger Altrhein werden durch Ra-226 bestimmt, dessen primäre Quelle Einleitungen von Grubenwässern in die Vorflut sind und das über den Transfer mit den Gewässersedimenten in die Überschwemmungsflächen am Altrhein gelangt, auf denen es bei Hochwassersituationen sedimentiert. Ra-226 zerfällt erst in Zeiträumen von mehreren Jahrhunderten in signifikantem Maße, so dass dessen Veränderung nur für Langfristbetrachtungen nötig ist. Solche Betrachtungen können ggf. unter Nutzung normierter Dosiskoeffizienten (s. vorherigen Abschnitt) ausgeführt werden. Für realistische Expositions-betrachtungen zukünftiger Situationen ist ein Zeitraum von Jahrzehnten bis maximal 200 Jahre ausreichend, der als hinreichend überschaubar und damit prognosefähig einzustufen ist.

Die Prägung des Gebietes als Überschwemmungsgebiet lässt wesentliche Veränderungen der Nutzungsform für die kontaminierten, ufernahen Flächen in diesem Zeitraum nicht erwarten. Daher sind die natürlichen Veränderungen der radioaktiven Bodenkontaminationen die wesentlichen Grundlagen für die Expositionsanalyse zukünftiger Situationen.

Diese natürlichen Veränderungen können sich ergeben aus Veränderungen der bergbaubedingten Freisetzung von Radium in die Gewässer und den Transfer von radiumhaltigen Sedimenten in das Überschwemmungsgebiet (Quellterm), durch Veränderungen der Sedimentationsbedingungen im Überschwemmungsgebiet (Senkenterm) und durch Veränderungen der Aktivität in einer Bodenschicht bei fortgesetztem Ablauf der Prozesse (Speicherterm). Aus diesen generellen Möglichkeiten der Veränderung von Aktivitäten im Boden des Untersuchungsgebietes können Fallbedingungen für Prognosen zukünftiger Situationen abgeleitet werden. In Tabelle 5-6 sind 3 derartige Fälle für das Gebiet des Rheinberger Altrheins zusammengestellt.

Im Fall 1 sind folgende rein physikalischen Prozesse wirksam:

- Radiogene Produktion von Pb-210 und Nachfolgern (Bi-210, Po-210) aus Ra-226 bis maximal zur Gleichgewichtsaktivität und
- Zerfall von Ra-228 bis auf das Niveau der (geogenen) Th-232 Aktivität.

Die Angleichung von Aktivitäten aufgrund des radioaktiven Zerfalls in einem abgeschlossenen System ist hinreichend bekannt und wird daher an dieser Stelle nicht weiter diskutiert. Hinzuweisen ist nur auf den Zeitraum, in dem die Veränderungen stattfinden. Dieser Zeitraum wird durch die Zerfallskonstanten (Halbwertszeiten) von Ra-228 und Pb-210 bestimmt und kann mit maximal 200 Jahre veranschlagt werden.

Im Fall 2 wird eine dynamische Entwicklung von Ablagerungen unterstellt. Deshalb kann für dieses Gebiet nicht angenommen werden, dass die Bodenkontaminationen ein abgeschlossenes System darstellen, dessen Aktivität sich ausschließlich durch radioaktiven Zerfall und Produktion verändert. Vielmehr sind in diesem Gebiet neben Zerfall und radiogener Produktion als aktive Prozesse zu betrachten:

- Ablagerung frischer Sedimente (Sedimentation),
- Durchmischung oberflächennaher Ablagerungen z.B. durch Bioturbation,

Tabelle 5-6: Grundfälle der Veränderung von spezifischer Aktivität im Boden des Gebietes Rheinberger Altrhein

Fall 1 (Veränderungen im Senkenterm)	Fall 2 (Veränderungen im Speicherterm)	Fall 3 (Veränderungen im Quellterm)
Prozesse		
keine weitere Sedimentation keine Erosion keine Mischung/Bioturbation (sedimentierende Aktivität nicht relevant, da keine Sedimentation)	konstante Sedimentationsrate keine Erosion keine Mischung/Bioturbation gleichbleibende sedimentierende Aktivität	konstante Sedimentationsrate keine Erosion keine Mischung/Bioturbation Wegfall der sedimentierenden Aktivität (z.B. Grubenwasser ohne Radium)
Prognose		
Statischer Zustand. Keine weitere Ablagerung. Spezifische Aktivität von Ra-226 im Oberboden bleibt gleich. Vollständiger Zerfall von Ra-228 und Nachwachsen von Pb-210 bis ins Gleichgewicht	Fortgesetzte Sedimentation. Mittlere spezifische Aktivität von Ra-226 im Oberboden steigt an. „Auffüllpotential“ abhängig von der aktuellen Eindringtiefe der Kontamination. Einstellen eines stationären Zustands mit radioaktiven Ungleichgewichten. Der Nuklidvektor verändert sich geringfügig.	Fortgesetzte Sedimentation mit Hintergrundaktivität. Mittlere spezifische Aktivität von Ra-226 im Oberboden sinkt. Es kommt es zum Zerfall von Ra-228 und zum Nachwachsen von Pb-210
Bewertung		
Fall 1 stellt einen physikalisch robusten Referenzfall dar. Das vollständige Nachwachsen von Pb-210 wirkt sich konservativ aus. Wird darüber hinaus noch der Zerfall von Ra-228 vernachlässigt, so ergibt sich eine weitere Konservativität.	Fall 2 ist als realistisch für die derzeitigen Standortbedingungen einzuschätzen, da die aktuellen Sedimentationsbedingungen beachtet werden.	Fall 3 ist für die Ermittlung zukünftiger Expositionen derzeit nicht geeignet, da eine Unterschätzung der Exposition auftreten kann.

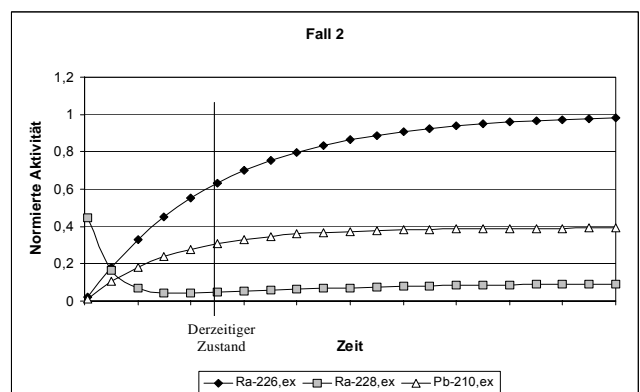
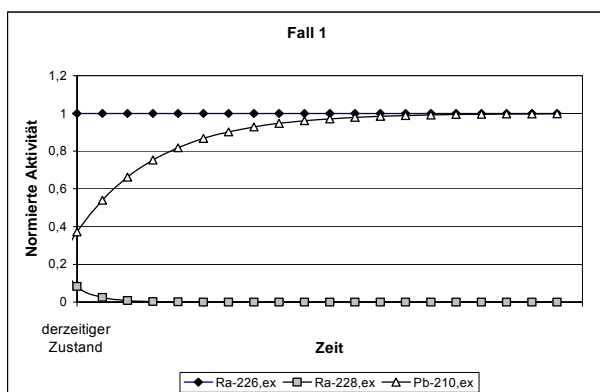


Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der Veränderung der spezifischen Aktivität von Ra-226, Ra-228 und Pb-210 in Böden des Überschwemmungsgebietes am Rheinberger Altrhein für die Fälle 1 und 2 nach Tabelle 5-6.

- Auswaschung von Radionukliden,
- Abtrag von Bodenteilchen durch Erosion,
- Verdichtung des Bodens durch gravitative Kompaktion.

Darüber hinaus können sich die Bodenparameter Feuchte und Gehalt organischer Stoffe (Wurzelanteile) bei einer sedimentationsbedingten Tiefenverlagerung oder durch Abbauprozesse organischer Bestandteile im Oberboden verändern und damit auch zu Veränderungen der spezifischen Aktivität führen.

Der Fall 2 soll im Weiteren genauer dargestellt werden. Für eine realistische Ermittlung der zukünftigen Strahlenexposition ist in diesem Fall eine Analyse des Zeitverhaltens des Systems Boden und Radionuklidkontamination notwendig. Diese Analyse umfasst 2 Schritte:

Schritt 1: Ermittlung von Prozessparametern der o.g. Prozesse aus Messergebnissen von Bodenproben.

Schritt 2: Berechnung von Bodenkontaminationen für zukünftige Situationen.

Für das Gebiet am Altrhein sind folgende Prozesse nicht relevant und müssen daher in einer Analyse zu Schritt 1 nicht berücksichtigt werden:

- Auswaschung von Radionukliden, da das hier hauptsächlich zu betrachtende Radium als Radium-Barium-Sulfat vorliegt und damit praktisch unlöslich ist. Beleg für diese Aussage sind die Messergebnisse von Radium im Grundwasser und die Ergebnisse von Bindungsformanalysen (s./HGN 06/).
- Erosion in den Überschwemmungsgebieten, da die Überschwemmungen in der Regel nicht durch Hochwasserabflüsse von Moersbach und Fossa Eugenia hervorgerufen werden, sondern auf Rückstauereffekte bei Hochwassersituationen im Rhein zurückzuführen sind. Daher sind Hochwässer am Altrhein nicht mit einem besonders dynamischen Abfluss, sondern eher mit stagnierenden Abflussverhältnissen verbunden.

Für die Ermittlung der Prozessparameter Sedimentakkumulationsrate S (Maßeinheit $\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$) oder Sedimentationsgeschwindigkeit v_{sed} (in m/a) ist eine Relation von Tiefe z zu Alter τ notwendig, um über die Formeln

$$S = \frac{1}{A} \cdot \frac{dm}{d\tau} = \frac{1}{A} \cdot \frac{\rho \cdot A \cdot dz(\tau)}{d\tau} \quad \text{bzw.} \quad v = \frac{1}{A} \cdot \frac{\Delta V}{\Delta \tau} = \frac{1}{A} \cdot \frac{A \cdot dz(\tau)}{d\tau} \quad (\text{Gl. 5-3})$$

diese Parameter zu berechnen. Die Altersbestimmung an Boden- oder Sedimentprofilen durch radioaktive Ungleichgewichte in den Zerfallsreihen /KLÖ 93/ ist eine geeignete Methode, um das Alter (hier: „Kontaminationsalter“) einer bestimmten Schicht in Tiefe z zu ermitteln. Für radioökologische Anwendungen hat diese Methode allerdings den Nachteil, dass sie nur punktuelle Aussagen zulässt, für die Expositionsermittlung aber repräsentative Flächenaussagen benötigt werden. Um diesen Nachteil auszugleichen sind bei größeren Untersuchungsgebieten mehrere Tiefenprofile zu analysieren und aus den Ergebnissen eine repräsentative Flächenaussage abzuleiten. Dieses Vorgehen ist zum einen teuer und erfordert auch methodisch neue Vor-

gaben. Daher wird im Folgenden geprüft, welche Möglichkeiten sich aus der Verwendung von Flächenmischproben unterschiedlicher Horizontmächtigkeit ergeben, wie sie im Falle des Altrheingebietes untersucht wurden.

Die weiter vorn als relevant identifizierten Prozesse der Verteilung der spezifischen Aktivität a_i von Radionukliden „i“ in Bodenprofilen können durch folgende Differentialgleichung beschrieben werden:

$$\frac{\partial a_i(M, t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial M} \left(D(M) \frac{\partial a_i}{\partial M} \right) + \frac{\partial}{\partial M} (S \cdot a_i) - \lambda_i \cdot a_i + \lambda_i \cdot a_{i-1} \quad (\text{Gl. 5-4})$$

Hierbei sind t die Zeit sowie

$$M = \int_0^{z^*} \rho(z) \cdot dz \quad \text{die Massentiefe (kg m}^{-2}\text{)} \quad (\text{Gl. 5-5})$$

D – ein Mischungskoeffizient (Maßeinheit $\text{kg}^2 \text{m}^{-4} \text{a}^{-1}$)

S – die Sedimentakkumulationsrate (Maßeinheit $\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$)

z^* - Mittelungstiefe (in Praxis: Schichtdicke des beprobten Horizonts)

λ - die Zerfallskonstante (a^{-1})

ρ – Dichte (kg m^{-3})

Von den o.g. Parametern ist der Mischungskoeffizient am besten aus Messdaten abzuleiten, die einen Impulseintrag in den Boden (wie der Tschernobyl-Peak) hochaufgelöst erfassen. Für kontinuierlich eingetragene Nuklide wie die hier zu bewertenden Radiumisotope und Pb-210 ist die Mischung in gemessenen Tiefenprofilen nur unsicher erkennbar und kann zunächst vernachlässigt werden.

Die Verwendung der Massentiefe M anstelle der geometrischen Tiefe z ist vorteilhaft, da in diesem Fall die spezifische Aktivität direkt auf die Trockenmasse bezogen wird und die Kompaktion des Bodens direkt berücksichtigt wird. Bei konstanter Dichte (oder Vernachlässigung der Dichteänderung) gilt

$$M = \rho \cdot z^* \quad \text{und} \quad S = \rho \cdot v_{\text{sed}} \quad \text{mit } v_{\text{sed}} \text{ – Sedimentationsgeschwindigkeit in m/a}$$

Realistische Anfangs- und Randbedingungen für die o.g. DGL sind im vorliegenden Fall:

Anfangsbedingung $a_i(M, 0) = a_{0,i}$ (Bodenaktivität vor Einsetzen der Kontamination auf Hintergrundniveau)

Randbedingung $(da_i/dM)_{M=0} = J_{0,i} = S \cdot a_{\text{in},i}$ (Konstanter Aktivitätsfluss an der Oberfläche, d.h. die spezifische Aktivität an der Oberfläche verändert sich, wenn die Sedimentakkumulation S sich verändert. Das trägt dem Sachverhalt Rechnung, dass die Sedimentation durch andere Quellen als die Grubenwassereinleitungen beeinflusst werden kann. Durch die Grubenwasseraufbereitung kann allerdings am Altrhein in jüngerer Zeit (ab ca. 2000) auch der Aktivitätsfluss im Sedimentationsgebiet zurück gehen.

Für die Radiumisotope Ra-226 und Ra-228 ergibt sich aus diesem Modell bei konstanten Werten von S und a_{in} und einer Zeitdauer seit Beginn der radioaktiven Ablagerungen t_S

$$a_{Ra}(M) = \begin{cases} (a_{in,Ra} - a_{0,Ra}) \cdot e^{-\lambda_{Ra} \cdot M / S} + a_{0,Ra} & \text{für } M < M_S = S \cdot t_S \\ a_{0,Ra} & \text{für } M > M_S = S \cdot t_S \end{cases} \quad (\text{Gl. 5-6})$$

Die gemessenen Tiefenprofile (s. Abbildung 4-5) können mit diesem Modell zumindest grundsätzlich interpretiert werden. Da bei Ra-226 der Zerfall vernachlässigbar ist, spiegeln die Tiefenprofile den Eintrag von Radium in die Böden des Überschwemmungsgebietes wider. Da weiterhin davon auszugehen ist, dass die Ablagerung radioaktiver Sedimente im Gebiet zum gleichen Zeitpunkt einsetzte, zeigen die vergleichsweise mächtigen Kontaminationshorizonte in den zentralen Flächen des Überschwemmungsgebietes am Altrhein (Profile Schurf 1/RKS4, RKS 17 und RB BP-81) im Vergleich zu Profilen auf der Uferrehne /SCH 01/ oder in größerer Uferentfernung (RB 3.1, 3.2, 3.3), dass die Sedimentakkumulationsraten nicht einheitlich sind, sondern in den tiefer liegenden (und öfter überschwemmten) Flächen höher ausfallen.

Für die Beurteilung zukünftiger Situationen im Rahmen der Expositionsrechnungen nach den Berechnungsgrundlagen ist die Frage zu stellen, wie sich tiefengemittelte spezifische Aktivitäten bei einem Andauern der Sedimentation verändern. Daher ist die tiefengemittelte Aktivität

$$\bar{a}(M^*) = \frac{1}{M^*} \int_0^{M^*} a(M) dM \quad (\text{Gl. 5-7})$$

die beurteilungsrelevante Größe.

Im Folgenden wird gezeigt, wie Ergebnisse tiefengemittelter Mischproben ausgewertet werden können und welche Schlussfolgerungen daraus in Hinblick auf zukünftige Situationen abzuleiten sind.

Für die Radiumisotope erhält man als tiefengemittelte Aktivität die Gleichung

$$\bar{a}_{Ra}(M^*, M_S) = \frac{(a_{in,Ra} - a_{0,Ra}) \cdot S}{\lambda_{Ra} \cdot M^*} \left(1 - e^{-\frac{\lambda_{Ra} M_S}{S}} \right) + a_{0,Ra} \quad (\text{Gl. 5-8})$$

Für das radiogen nachwachsende Pb-210 gilt

$$a_{Pb-210}(M) = \begin{cases} a_{in,Pb-210}^{ex} \cdot e^{-\frac{\lambda_{Pb-210} \cdot M}{S}} + a_{in,Ra-226}^{ex} \cdot \Lambda \cdot \left(e^{\frac{\lambda_{Ra-226} M}{S}} - e^{\frac{\lambda_{Pb-210} M}{S}} \right) & \text{für } M < M_S = S \cdot t_S \\ a_{0,Pb-210} & \text{für } M > M_S = S \cdot t_S \end{cases} \quad (\text{Gl. 5-9})$$

und die tiefengemittelte Aktivität berechnet sich zu:

$$\bar{a}_{Pb-210}(M^*, M_S) = \frac{S}{M^*} \cdot \left(\frac{a_{in,Pb-210}^{ex} - \Lambda \cdot a_{in,Ra-226}}{\lambda_{Pb-210}} (1 - e^{-\frac{\lambda_{Pb-210}}{S} M_S}) + \frac{\Lambda \cdot a_{in,Ra-226}^{ex}}{\lambda_{Ra-226}} (1 - e^{-\frac{\lambda_{Ra-226}}{S} M_S}) \right) + a_{0,Pb-210} \quad (\text{Gl. 5-10})$$

$$\text{mit } \Lambda = \frac{\lambda_{Pb-210}}{\lambda_{Pb-210} - \lambda_{Ra-226}} \quad \text{und} \quad a_{in,Pb-210}^{ex} = a_{in,Pb-210} - a_{0,Pb-210} \quad (\text{für Ra-226 analog})$$

Für die praktische Anwendung dieses Modells ist zu fragen, aus welchen Messgrößen die Prozessparameter S und M_S hinreichend sensitiv bestimmt werden können. Da eine Modellierung der spezifischen Aktivitäten selbst stark von den Werten der Inputaktivitäten abhängt und die zeitliche Konstanz dieser Werte aus den tiefengemittelten Daten nicht erkennbar ist, sind Verhältniswerte die methodisch günstigeren Größen für die Modellierung zur Parametereingrenzung. In Tabelle 5-7 sind deshalb aus den Messdaten des Gebietes Rheinberger Altrhein Verhältniswerte abgeleitet, die für eine solche Ermittlung genutzt werden können.

In Abbildung 5-7 sind mit dem oben dargestellten Modell berechnete tiefengemittelte Verhältniswerte $AR = a_i/a_j =$ Aktivitätsverhältnisse der Radionuklide „i“ und „j“ für Mischproben der Horizontdicke 10 cm bzw. 20 cm; die aus diesen Verhältniswerten abgeleiteten Verhältnisse $AR(10)/AR(20) =$ Verhältnisse der Aktivitätsverhältnisse bei Mischproben der Horizontdicke 10 cm zu denen der Dicke 20 cm sowie zum Vergleich die zugehörige spezifische Aktivität für Ra-226 dargestellt. Unabhängige Variable ist die Sedimentakkumulationsrate S . Die Berechnungsergebnisse sind dargestellt für die Eindringtiefen der Kontamination $z_S = 8$ cm ($M_S = 48$ kg m⁻²) und $z_S = 14$ cm ($M_S = 100$ kg m⁻²). Für die Berechnung wurden als weitere Parameter benutzt: $a_{in,Ra-226} = 1200$ Bq/kg; $a_{in,Ra-228} = 250$ Bq/kg (ca. 0,2 * Ra-226), $a_{in,Pb-210} = 400$ Bq/kg (ca. 0,33 * Ra-226). Als horizontale Linien eingetragen sind die zugehörigen Mittelwerte der Datensätze nach Tabelle 5-7.

Diese Diagramme zeigen, dass im Altrheingebiet die Sedimentakkumulation zwischen 1 bis 10 kg m⁻² a⁻¹ beträgt. Als wenig sensitiv für die Eingrenzung dieses Wertes ist das Aktivitätsverhältnis Ra-228/Ra-226 und das Tiefenverhältnis $AR(10)/AR(20)$ von Pb-210/Ra-226 einzustufen, da beide Werte nur einen relativ geringen Wertebereich aufweisen. Geeignet sind aber das Aktivitätsverhältnis Pb-210/Ra-226 und das Tiefenverhältnis $AR(10)/AR(20)$ von Ra-228/Ra-226. Vor allem der Indikator Pb-210/Ra-226 ist durch den monotonen Verlauf und relativ steilen Anstieg der Modellkurve als sensitiv für die Abschätzung der Sedimentakkumulationsrate einzustufen. Aus diesem Indikator kann ein Wert S zwischen 3 bis 8 kg m⁻² a⁻¹ abgeleitet werden, wobei der höhere Wert zur größeren Mittelungstiefe von 20 cm gehört. Es ist grundsätzlich möglich, dass dieses Ergebnis auf höhere Sedimentakkumulation in weiter zurückliegenden Zeiten als in der jüngeren Vergangenheit hinweist, in Anbetracht der großen Variabilität aller Daten kann eine solche Schlussfolgerung aus diesem Befund allein jedoch nicht als gesichert gelten.

Aus den Modellkurven der beiden unteren Diagramme in Abbildung 5-7 wird deutlich, dass bei Sedimentakkumulationsraten unter 0,1 kg m⁻² a⁻¹ der Zerfall von Ra-226 zu beachten ist (Diagramm links unten) und dass die Messergebnisse für das Untersuchungsgebiet auf eine Eindringtiefe der Kontamination von mehr als 100 kg m⁻² (14 cm) hinweisen.

Tabelle 5-7: Aus Messergebnissen abgeleitete Kennwerte für Modellanwendungen

	A	a(0-10cm)/ a(0-20cm)			AR (0-10cm)		AR (0-20cm)		AR(0-10cm)/ AR(0-20cm)	
	Bq/kg (20cm)	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Ra-228/ Ra-226	Pb-210/ Ra-226	Ra-228/ Ra-226	Pb-210/ Ra-226	Ra-228/ Ra-226	Pb-210/ Ra-226
F03	517,3	1,30	1,32	1,22	0,11	0,45	0,11	0,44	0,94	1,01
F04	1199,2	1,09	1,08	1,16	0,08	0,49	0,08	0,49	1,07	0,99
F05	609,0	1,12	1,05	1,04	0,08	0,53	0,09	0,56	0,93	0,94
F08	1440,0						0,06	0,49		
F09	453,7	1,32	1,41	1,17	0,11	0,47	0,12	0,44		
F10	704,9	1,42	1,48	1,34	0,09	0,46	0,09	0,44	0,95	1,04
F11	1098,3	1,27	1,24	1,28	0,10	0,46	0,09	0,47	1,01	0,97
F12	1495,0	1,05	0,98	1,36	0,11	0,45	0,09	0,48	1,29	0,93
F13	1311,0	0,99	0,84	1,27	0,09	0,46	0,07	0,54	1,28	0,84
F14	935,0	1,37	1,09	1,56	0,08	0,50	0,07	0,62	1,14	0,80
F15	454,0	1,89	1,61	1,65	0,08	0,54	0,09	0,64	0,88	0,85
F18	1.419,0						0,11	0,40		
F20	789,1						0,11	0,45		
Mittelwert		1,28	1,21	1,31	0,09	0,48	0,09	0,50	1,05	0,93

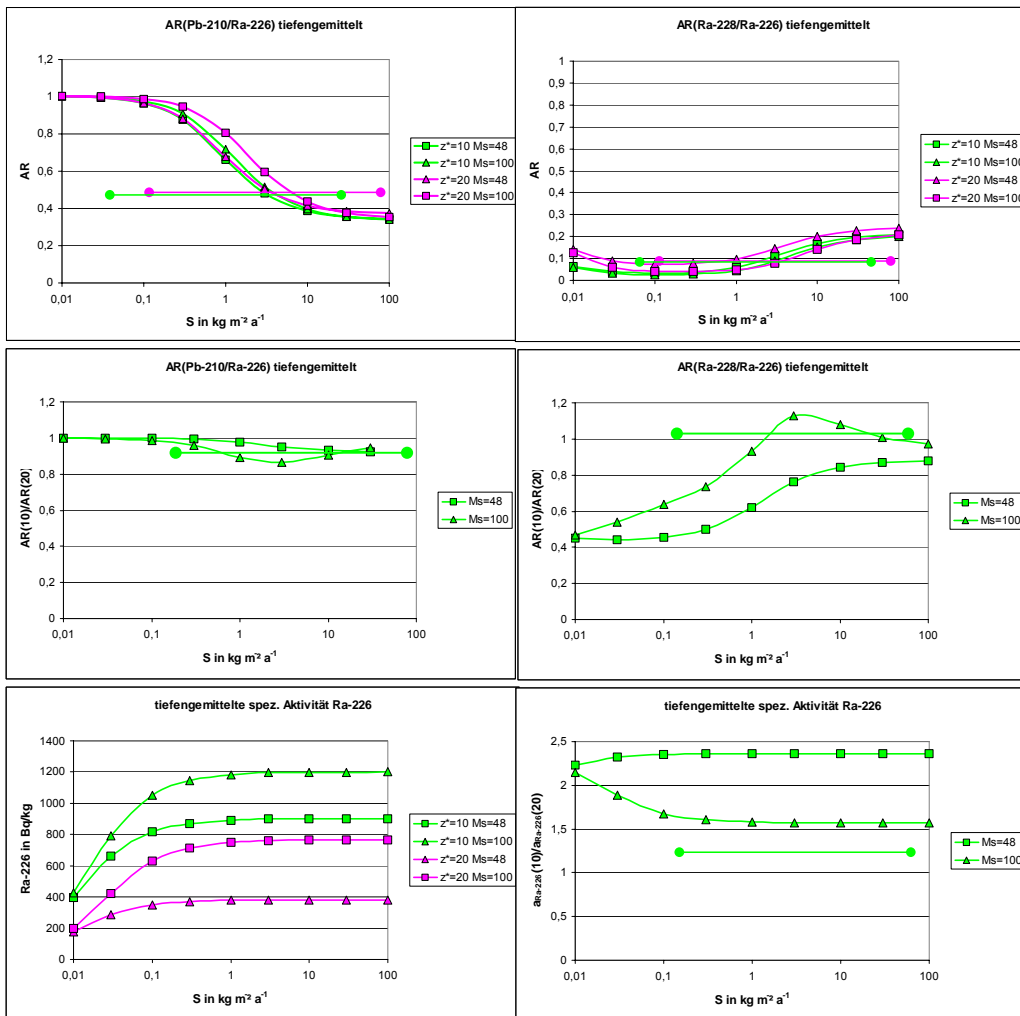


Abbildung 5-7: Modellkurven für Aktivitätsverhältnisse (AR) und Tiefenverhältnisse (AR(10)/AR(20)) sowie zugehörige Mittelwerte aus Messdaten (●—●). Erläuterungen s. Text.

Zur Eingrenzung des Prozessparameters „Kontaminationstiefe“ M_S sind in Abbildung 5-8 die mit einer Sedimentakkumulationsrate $S = 5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ berechneten tiefengemittelten Aktivitäten für Ra-226, Ra-228 und Pb-210 in Abhängigkeit von der Mächtigkeit des radiumbelasteten Bodenhorizontes M_S dargestellt. Für die Berechnung wurden die bereits oben genannten Parameter verwendet. Der Mittelungstiefe 10 cm entspricht einer Massentiefe von 62 kg/m^2 , der Mittelungstiefe 20 cm eine Massentiefe von 159 kg/m^2 (s. Kap. 5.2.3.4). In die Diagramme eingetragen ist auch die Kurve, die das Tiefenverhältnis der spezifischen Aktivitäten bei den jeweiligen Mittelungstiefen angibt (Achtung: unterschiedliche Normierungen in einzelnen Diagrammen!).

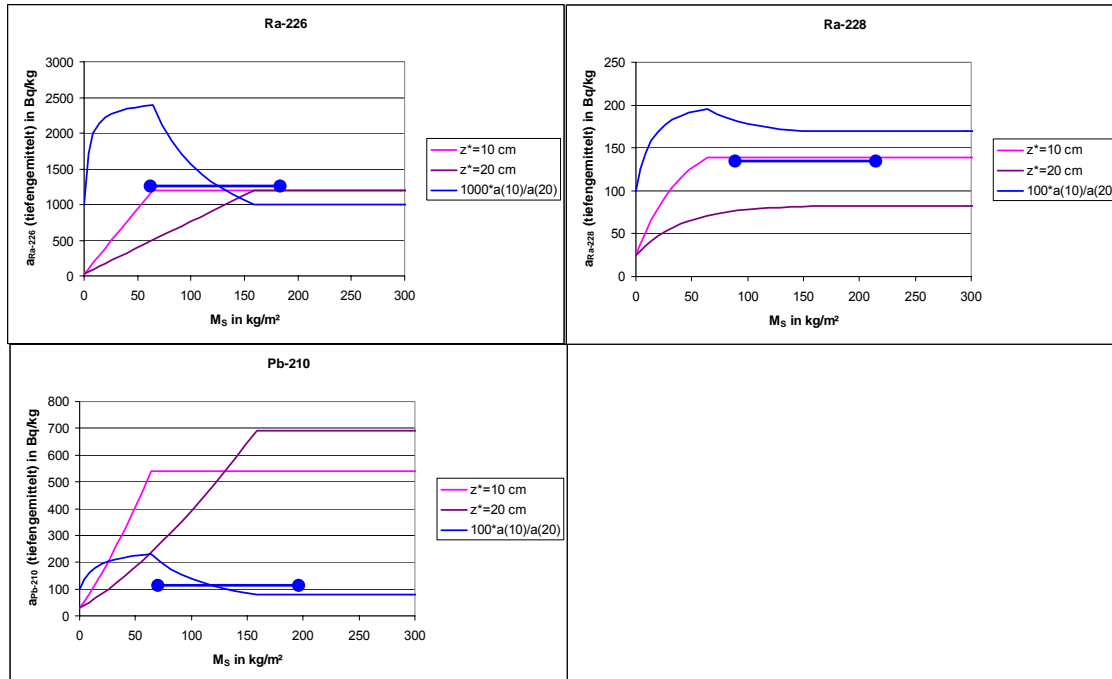


Abbildung 5-8: Berechnete Abhängigkeiten tiefengemittelter spezifischer Aktivitäten von Ra-226, Ra-228 und Pb-210 von der Mächtigkeit der kontaminierten Schicht („Kontaminationstiefe“ M_S). Zugehörige Mittelwerte aus Messdaten (●—●). Modellparameter s. Text

Die aus den berechneten Werten abgeleiteten Aktivitätsverhältnisse $AR(\text{Ra-228}/\text{Ra-226})$ und $AR(\text{Pb-210}/\text{Ra-226})$ sind in Abbildung 5-9 dargestellt. Auch hier wurde zusätzlich das Tiefenverhältnis der Aktivitätsverhältnisse für die beiden Mittelungstiefen eingetragen.

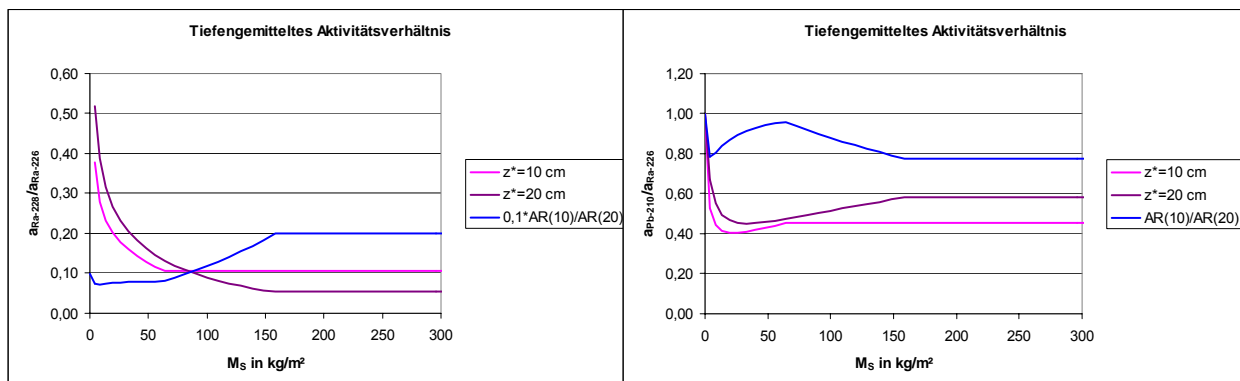


Abbildung 5-9: Berechnete Abhängigkeiten tiefengemittelter Aktivitätsverhältnisse (AR) von der Mächtigkeit der kontaminierten Schicht (M_S). Modellparameter s. Text

Aus dem Vergleich der Modellergebnisse mit den Messbefunden in Tabelle 5-7 (Werte für Tiefenverhältnisse $a(10)/a(20)$ als horizontale Linien in die Diagramme eingetragen) ergeben sich die folgenden Aussagen:

Ra-226: Mittelwert von $a(0-10\text{cm})/a(0-20\text{cm})$ bei 1,28 ergibt M_S von ca. 120 kg/m². Nach Abbildung 4-6 ist allerdings auf Flächen mit höherer spezifischer Ra-226 Aktivität (F04, F12, F13) das Verhältnis $a(0-10\text{cm})/a(0-20\text{cm})$ kleiner als dieser Mittelwert und die Kontaminationstiefe M_S folglich größer (bei $a(0-10\text{cm})/a(0-20\text{cm})$ ca. 1,04 ist M_S ca. 140 kg/m²).

Ra-228: Mittelwert von $a(0-10\text{cm})/a(0-20\text{cm})$ bei 1,31 ergibt formal M_S von ca. 10 kg/m². Dieser Wert ist unplausibel gering. Berücksichtigt man die Variabilität der Messwerte und der Hintergrundwerte, so ist der „stationäre“ Ra-228-Verhältniswert von ca. 1,7 als durchaus mit den Messwerten verträglich. Eine genauere Aussage über die Kontaminationstiefe ist also aus Ra-228 nicht ableitbar.

Pb-210: Mittelwert von $a(0-10\text{cm})/a(0-20\text{cm})$ bei 1,21 ergibt M_S von ca. 110 kg/m². Auf Flächen mit höherer spezifischer Ra-226 Aktivität (F04, F12, F13) ist das Verhältnis $a(0-10\text{cm})/a(0-20\text{cm})$ mit 0,97 kleiner als der Mittelwert und die Kontaminationstiefe M_S ergibt sich zu ca. 150 kg/m².

Ra-228/Ra-226: Das Aktivitätsverhältnis Ra-228/Ra-226 liegt für beide Mittelungstiefen im Mittel bei 0,09, auf den 3 höher kontaminierten Flächen beim praktisch gleichen Wert. Dieses Ergebnis ist nach Abbildung 5-9 kompatibel mit einer Kontaminationstiefe von größer 100 kg/m².

Pb-210/Ra-226: Das Aktivitätsverhältnis Pb-210/Ra-226 liegt für beide Mittelungstiefen im Mittel bei 0,48-0,50. Dieses Ergebnis ist nach Abbildung 5-9 kompatibel mit einer Kontaminationstiefe von größer 100 kg/m².

AR(0-10cm)/ AR(0-20cm): Der Vergleich der Aktivitätsverhältnisse bei unterschiedlicher Mittelungstiefe führt formal bei Ra-228/Ra-226 auf eine Kontaminationstiefe von ca. 80-90 kg/m², bei Pb-210/Ra-226 auf eine Kontaminationstiefe von ca. 80 kg/m². In Anbetracht der Variabilität der Einzelwerte und der daraus resultierenden statistischen Unsicherheit ist ein größerer Wert auch als konform mit den Daten einzuschätzen.

Insgesamt kann aus den Messdaten damit eine mittlere Kontaminationstiefe M_S von ca. 110 – 140 kg/m² (enger gefasst 120 – 130 kg/m²) für das Überschwemmungsgebiet am Rheinberger Altrhein für realistisch und repräsentativ abgeleitet werden. Diese Kontaminationstiefe entspricht bei $S = 5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ einem Beginn der radioaktiven Kontamination von ca. 22 – 28 Jahren. Das ist in hinreichender Übereinstimmung mit den Angaben, nach denen im betreffenden Gebiet in den 1970er Jahren Boden ausgekoffert wurde.

Damit zeigt sich, dass trotz der hier genutzten tiefengemittelten Proben, bei denen Informationen zu einer differenzierten Alters-Tiefen-Aussage verloren gehen, die Modellparameter Kontaminationstiefe und Sedimentakkumulationsrate aus den Messdaten hinreichend eingegrenzt werden können. Ergänzende Tiefenprofile für die Beurteilung des früheren (und derzeitigen) Sedimentationsprozesses sind dann zu empfehlen, wenn weitergehende Aussagen, vor allem über eine evtl. zeitliche Veränderung der Kontamination (d.h. $a_m(t)$) ermittelt werden sollen.

Vorteil des hier dargestellten Modells ist, dass sich zukünftige Veränderungen der mittleren spezifische Aktivität eines definierten oberflächennahen Horizonts der Mächtigkeit z^* (bzw. M^*) gut erkennen und beschreiben lassen. Im vorliegenden Fall sind folgende Aussagen zu zukünftigen Situationen ableitbar:

- Eine fortgesetzte Sedimentation führt zu einem Anwachsen der Kontaminationstiefe M_S für das langlebige Ra-226. Damit erhöht sich die spezifische Ra-226-Aktivität eines Bezugshorizonts bis die Sedimentakkumulation den betrachteten Horizont vollständig aufgefüllt hat. ($S \cdot t > M^*$ bzw. im geometrischen Bezugssystem $v_{\text{sed}} \cdot t > z^*$; t – Zeit seit Beginn der Ablagerung radioaktiver Kontaminationen).
- Die Differenz von derzeitiger spezifischer Ra-226 Aktivität und der Aktivität bei vollständiger Auffüllung des Bezugshorizonts definiert das „Auffüllpotential“ und damit die mögliche weitere Zunahme der Kontamination in zukünftigen Situationen.
- Die Nuklidzusammensetzung in Proben des Bezugshorizontes, d.h. hier die Verhältnisse Ra-228/Ra-226 und Pb-210/Ra-226 können sich stark ändern, wenn die Kontamination noch „jung“ ist, d.h. nur eine geringe Kontaminationstiefe M_S erreicht ist (s. Abbildung 5-9).
- Beim relativ kurzlebigen Ra-228 kann sich (abhängig von S) bereits bei $M_S < M^*$ zerfallsbedingt eine Gleichgewichtsaktivität einstellen, die auch bei weiterer Sedimentation nicht zunimmt (s. Kurve $z^*=20$ cm im Diagramm Ra-228 in Abbildung 5-8). Die Nuklidzusammensetzung (z.B. Verhältnis Ra-228/Ra-226 kann sich allerdings verändern, wenn es durch Sedimentation von Ra-226 zum Auffüllen der Bezugsmächtigkeit kommt (s. Kurve $z^*=20$ cm im Diagramm Ra-228/Ra-226 in Abbildung 5-9). Das sich einstellende Verhältnis Ra-228/Ra-226 ist umso kleiner, je mächtiger der Bezugshorizont wird. (D.h. im Fall einer 10 cm Bezugstiefe ist Ra-228/Ra-226 größer als bei 20 cm Bezugstiefe.)
- Das nachwachsende Pb-210 erreicht eine größere spezifische Aktivität, wenn die Bezugstiefe z^* zunimmt. Das Verhältnis Pb-210/Ra-226 ist aber (abgesehen von der Anfangsphase) bei den hier betrachteten Verhältnissen relativ wenig von der Bezugstiefe abhängig.
- Die Zeitdauer bis zum vollständigen Auffüllen eines Horizontes beträgt $t^* = M^*/S$ und ist nicht von den Zerfallskonstanten der Radionuklide abhängig. Für hinreichend kurzlebige Nuklide stellt sich allerdings bereits bei Kontaminationstiefen $M_S \gg S/\lambda$ ein stationärer Wert der spezifischen Aktivität ein.

Für den konkreten Fall des Rheinberger Altrheins ergeben sich folgende Aussagen:

- Bei einer Beurteilungstiefe von 10 cm sind die hier betrachteten Radionuklide bereits vollständig aufgefüllt. Auch bei weiterer Sedimentation (mit gleichen spezifischen Inputaktivitäten) wird die mittlere spezifische Aktivität des Horizontes 0-10 cm nicht anwachsen. Die Nuklidzusammensetzung in diesem Horizont bleibt gleich.
- Im Horizont 0-20 cm werden sich bei weiterer Sedimentation (mit gleichen spezifischen Inputaktivitäten) folgende mittlere spezifische Aktivitäten einstellen:
 - Ra-226: 1.192 Bq/kg (Modellwert „Ist“ für $M_S = 120\text{-}130$ kg/m²: ca. 950 Bq/kg)
 - Ra-228: 82 Bq/kg (Modellwert „Ist“ für $M_S = 120\text{-}130$ kg/m²: ca. 81 Bq/kg)
 - Pb-210: 692 Bq/kg (Modellwert „Ist“ für $M_S = 120\text{-}130$ kg/m²: ca. 510 Bq/kg)

- Das Auffüllpotential des Horizontes 0-20 cm für Ra-226 beträgt demnach ca. 240 Bq/kg bzw. bezogen auf den Istzustand 25 %.
- Bei der weiteren Auffüllung verändert sich der Nuklidvektor gemittelt über den Horizont 0-20 cm geringfügig von derzeitig Ra-226 : Ra-228 : Pb-210 = 1 : 0,085 : 0,537 zu zukünftig Ra-226 : Ra-228 : Pb-210 = 1 : 0,069 : 0,581.
- Die Zeitdauer bis zum vollständigen Auffüllen des Horizontes 0-20 cm ergibt sich aus dem Modell formal zu $\Delta M/S = (150-130=20 \text{ kg/m}^2) / (5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}) = 4 \text{ a}$.

Mit diesen Prognosewerten der spezifischen Aktivität können für das Untersuchungsgebiet des Rheinberger Altrheins Expositionsrechnungen in Anlehnung an die Berechnungsgrundlagen Bergbau für zukünftige Situationen vorgenommen werden. Die dazu in diesem Kapitel entwickelte Methodik sollte auch auf andere Standorte, an denen eine natürliche Entwicklung der Bodenkontamination durch Sedimentation stattfindet anwendbar sein.

Die hier abgeleiteten Ergebnisse weisen auf eine geringere Zunahme der spezifischen Aktivitäten im Boden hin, als es in /HGN 06/ dargestellt wird. Sie sind aber mit den Gesamtkenntnissen zur radioaktiven Kontamination im Sedimentationsraum besser verträglich, da die Tiefenprofile sehr klar zeigen, dass in den Hauptsedimentationsflächen schon jetzt relativ große Kontaminationsmächtigkeiten angetroffen werden (s. Abbildung 4-5). Die weitere Auffüllung ist daher vor allem in Randbereichen des Überschwemmungsgebietes und weniger häufig überfluteten Flächen zu erwarten. Damit dürfte bei einer fortgesetzten radiumhaltigen Sedimentation (die im konkreten Fall nicht zwingend in der bisherigen Höhe zu erwarten ist) eher eine Vergrößerung der „Hotspots“ stattfinden als eine Vergrößerung der spezifischen Aktivität auf diesen Flächen. Da die Berechnungsgrundlage Bergbau nur die ungünstigste Einwirkstelle betrachtet, sind derartige Veränderungen (die ggf. die Wahrscheinlichkeit einer Exposition erhöhen) nicht beurteilungsrelevant.

5.3 Schlussfolgerungen

Die BglBb berücksichtigen durch praktikable Ansätze die in den EU-Grundnormen geforderte realistische Ermittlung von Strahlenexpositionen. Eine Diskussion dieses Ansatzes in Bezug auf den „Realismusgehalt“ war allerdings bisher nur als probabilistische Einordnung möglich, da eine umfassendere begriffliche Klärung fehlte. In Kapitel 5.1.2 wird eine Definition zur „realistischen Ermittlung“ von Strahlenexpositionen vorgeschlagen. Die Anwendung dieses Konzeptes auf Standortbedingungen und Expositionsszenarien erfordert als erstes die Festlegung einer Person oder Personengruppe, für die die Strahlenexposition in „ihrem wirklichen Ansichsein“ /MIC 05/ ermittelt werden soll. Die BglBb richten die Ermittlung der Strahlenexposition auf Referenzpersonen aus. Damit ist die Realismusforderung auf diese Gruppe zu beziehen, d.h. die Strahlenexposition ist realistisch ermittelt, wenn die **tatsächliche Exposition dieser (fiktiven) Gruppe** hinreichend genau geschätzt ist.

Die „tatsächliche“ Exposition der (fiktiven) Referenzperson ergibt sich aus dem Vorhandensein von Radionukliden oder ionisierender Strahlung an Einwirkstellen sowie den Lebensgewohnheiten und physiologi-

schen Eigenschaften dieser Person. Während das Vorhandensein ionisierender Strahlung oder von Radionukliden durch **Messgrößen** fallbezogen bestimmt werden kann, sind die zur realistischen Modellierung zu berücksichtigenden Lebensgewohnheiten der (fiktiven) Referenzperson aus Lebensgewohnheiten realer Bevölkerungsgruppen abgeleitet. Der physiologische Parameter Atemrate und die Dosiskoeffizienten sind durch Konvention festgelegt. Durch die Vorgabe einheitlicher Werte (**Konventionsgrößen**) speziell für Verzehraten, Atemraten und Dosiskoeffizienten wird eine grundsätzliche Vergleichbarkeit der Expositionsermittlung sichergestellt, die Voraussetzung für verwaltungsrechtliches Handeln ist.

Da die Konventionsgrößen bereits statistisch konservativ festgelegt sind, ist die so ermittelte „tatsächliche“ Exposition auch bei ideal repräsentativen Messgrößen bereits für die Referenzperson tendenziell überschätzend. Die BglBb legen aber darüber hinaus fest, dass sich die Referenzperson längere Zeit an der ungünstigsten Einwirkstelle aufhält. Diese Forderung ist für die Exposition realer Personen konservativ. Die realistische Exposition der Referenzperson(en) stellt daher eine **potentielle Exposition für reale Personen** dar.

In Hinblick auf die Realismusforderung bei spezifischen Expositionsszenarien nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau zeigt die Analyse der beiden hier untersuchten Standorte:

- Die ausschließliche Betrachtung zulässiger Nutzungen kann das reale Verhalten der Bevölkerung in Bezug auf die Exposition unterschätzen. Eine realistische Modellierung sollte an dieser Stelle auch eingeschränkte oder teilweise Nutzungen berücksichtigen können.
- Zukünftige Situationen sind nicht nur planungsrechtlich zu definieren. Vielmehr sind auch Veränderungen der Kontaminationssituation durch natürliche Prozesse zu beachten.
- Der für die Ermittlung der spezifischen Aktivität der Direktingestion von Boden relevante Tiefenhorizont wird in den BglBb nur für die Nutzungen Ackerboden, Gartenboden und Weideboden ausgewiesen. Für Industriegelände, Brachland und Naturschutzflächen sind derartige Werte nicht explizit ausgewiesen. Hier sollte eine abdeckende Vorgabe für alle möglichen Nutzungsformen erfolgen.

Eine durch die Berechnungsgrundlagen nicht abgedeckte Frage betrifft die Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch Radionuklide, wie sie z.B. im Stadtgebiet Oranienburg besteht. Generell ist aufgrund der Standortbedingungen davon auszugehen, dass im hier betrachteten Teil des Stadtgebietes Oranienburg (Gebiet Lindenring und Umfeld) ein nutzbarer Grundwasserleiter (s. /GER 06/) existiert. Dieser Grundwasserleiter wurde bereits zur zentralen Wasserversorgung genutzt und ist daher immer noch als Schutzzone ausgewiesen (s. Kap. 3.2.3). Die im Kap. 3.8.2 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass dieser Grundwasserleiter in Folge der radioaktiven Bodenkontaminationen erhöhte Radionuklidkonzentrationen besitzt. Die Nutzung von Trinkwasser aus dem hier betrachteten Gebiet findet derzeit allerdings nicht statt. Trotzdem bestehen bei der Beurteilung der derzeitigen Situation Unklarheiten, wie die festgestellte Kontamination wasserrechtlich, d.h. in Hinblick auf den guten chemischen Zustand des Grundwassers zu beurteilen ist.

Eine weiterführende Diskussion dieses Aspektes auf der Basis von Inhalten des Leitfadenelementes Grundwasser /GRS 03b/ enthält Kapitel 6.7.

6 Expositionsparameter für spezifische Standortbedingungen

6.1 Expositionszeit

Berechnungsgrundlagen Bergbau

In den Berechnungsgrundlagen Bergbau wird die Aufenthaltszeit an der ungünstigsten Einwirkstelle als Bezugsgröße für die Exposition („Expositionszeit“) verwendet (s. Tabelle 6-1). Diese Expositionszeit ist über die radioökologischen Modelle direkt mit der Exposition durch Direktstrahlung, Direktingestion, Staubinhalation und ggf. auch Radoninhalation verknüpft. Die Berechnungsgrundlagen enthalten durch die Formulierung „in der Regel“ zwar eine Möglichkeit abweichender Festlegungen, geben für die Art und Weise, wie solche Festlegungen zu treffen sind oder welche Parameterbereiche realistisch sind, keine direkten Hinweise.

Möglichkeiten zur Anpassung an standorttypische Bedingungen bestehen, wenn ein Aufenthalt im Freien an mehreren möglichen Einwirkstellen (z.B. unkultivierte Halden, Straßen, Plätze und Parkanlagen) gleichermaßen zu betrachten ist. In solchem Fall kann die „ungünstigste Einwirkstelle“ den Aufenthalt an mehreren Orten enthalten, wobei die Aufenthaltszeiten an den jeweiligen Stellen fallspezifisch festzulegen sind. Dabei können für unterschiedliche Altersgruppen unterschiedliche Aufenthaltszeiten an einem bestimmten Ort zum Tragen kommen.

Tabelle 6-1: Berechnungsgrundlagen Bergbau - Jährliche Expositionszeit t_{Exp} für verschiedene Expositionsorte s und Referenzpersonen j

Expositionsort	Referenzperson	Expositionszeit $t_{Exp,j,s}$ [h]
In Gebäuden	Beschäftigter ¹⁾	bis 2000
	Bevölkerung ²⁾	7000
Im Freien:	Beschäftigter ¹⁾	bis 2000
	Bevölkerung ²⁾	bis 2000
Dabei entfallen für die Einzelperson der Bevölkerung, je nach örtlichen Gegebenheiten, auf:		
Unkultivierte Halden	≤ 1 a	0
	1 - 2 a	0
	2 - 7 a	250
	7 - 12 a	250
	12 -17 a	250
	> 17 a	100
Gärten	Bevölkerung ²⁾	1.000
Straßen, Plätze u.ä.	Bevölkerung ²⁾	1.000
Spielplätzen, Parkanlagen u.ä.	Bevölkerung ²⁾	1.000

¹⁾ Die Summe der Expositionszeiten bei Tätigkeiten im Freien und in Gebäuden darf insgesamt 2000 h nicht überschreiten werde. ²⁾ Alle Altersgruppen

Literatur

Das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen beauftragte die Institut für Umweltanalyse-IfUA-Projekt GmbH (Bielefeld) Mitte 1998, eine umfassende und repräsentative Verzehrsstudie in Kleingärten des Rhein-Ruhrgebietes /LUA 98/ durchzuführen mit dem Ziel, detaillierte Angaben zum Anbau- und Verzehrverhalten von Kleingärtnern, zur Nutzung von Kleingartenparzellen und zu Aufenthaltszeiten in Kleingärten zu erhalten. Die Auswertungen der bei dieser Verzehrsstudie gewonnenen Daten zeigt, dass sich ein Kleingarten-Nutzer im Jahresmittel 2,7 Stunden pro Tag im Kleingarten aufhält. Dabei überwiegen die Aufenthalte im Freien, während in der Gartenlaube nur wenige Minuten am Tag verbracht werden. Die Auswertung nach Altersgruppen zeigte, dass sich die über 20-jährigen am häufigsten im Kleingarten aufhalten, während 9-bis 20-jährige am wenigsten Zeit dort verbringen. Die ausgeübten Tätigkeiten hängen von der Jahreszeit und vom Alter der Nutzer ab. Kinder unter 8 Jahren verbringen den größten Teil der Zeit mit Spielen im Garten (nicht Sandkasten oder befestigte Spielflächen). Im Sommer sind dies im Mittel 1,4 Stunden an 4,4 Tagen. Dabei gilt zu berücksichtigen, dass sich insgesamt nur auf 10% der untersuchten Parzellen Kinder im Alter bis 8 Jahre aufhalten. Kleingärtner im Alter über 20 Jahre verbringen im Sommer den Großteil ihres Aufenthaltes mit Erholung (3 Stunden an jeweils 5,1 Tagen pro Jahr), während beispielsweise Gartenarbeit mit Bodenkontakt hauptsächlich im Frühjahr (1,3 Stunden an jeweils 3,8 Tagen pro Woche) und Herbst (1 Stunde an jeweils 3,5 Tagen pro Woche) stattfindet.

Weitere Vergleichszahlen für Aufenthaltszeiten aus der Studie /STA 95/ sind in Tabelle 6-2 zusammengestellt. Es handelt sich um Durchschnittswerte für einen wahrscheinlichen Fall in Deutschland. Nach Ergebnissen weiterer Studien (in /STA 95/ dargestellt) findet der Aufenthalt der Kinder meist im Garten / Hof des Elternhauses statt (siehe Tabelle 6-3). Die Aufenthaltszeit im Freien schwankt in Abhängigkeit von der Jahreszeit zwischen 2,5 h/d (Winter) und 4,6 h/d (Sommer).

Tabelle 6-2: Durchschnittliche Aufenthaltszeiten in Innenräumen und im Freien in h/d nach /STA 95/

Aufenthaltsort	Altersgruppe						
	< 1 a	1-3 a	4-6 a	7-9 a	10-14 a	15-19 a	20-75 a
Drinne	23	22	21	21	21	21	21
- schlafend	14	12	11	10,5	10	8,5	7
- wach	9	10	10	10,5	11	12,5	14
Draußen	1	2	3	3	3	3	3
Aktiv	10	12	13	13,5	14	15,5	17

Tabelle 6-3 Durchschnittliche Aufenthaltszeiten und Aufenthaltsorte im Freien von 3-6 jährigen Kindern an Werktagen nach /STA 95/

Aufenthaltsort		Alter 3-6 a	Hochgerechnet auf Jahr
Draußen		2,2 Std. pro Tag	803 Std. pro Jahr
Davon	Am und ums Haus (Garten / Hof)	1,0 Std. pro Tag	365 Std. pro Jahr
	Straße	0,2 Std. pro Tag	73 Std. pro Jahr
	Spielplatz	0,3 Std. pro Tag	110 Std. pro Jahr
	Park, Wald, Wiese	0,2 Std. pro Tag	73 Std. pro Jahr

In den Expositionsrechnungen zur Ableitung von Prüfwerten der BBodSchV /BAC 99/ werden jährliche Aufnahmeraten als Basiswerte genutzt, die aus täglichen Aufnahmeraten und jährlichen Aufenthaltszeiten berechnet werden. Die entsprechenden Werte sind in Tabelle 6-4 zusammengestellt.

Tabelle 6-4: Aufenthaltszeiten für Expositionsannahmen in der BBodSchV /UBA 99/

BglBb	Gruppe	Oral	Inhalativ	Bemerkungen
Kinderspielplätze	Kinder	240 d/a	2 h/d --> 480 h/a	Bodenaufnahme 0,5 g/d
Wohngebiete	Kinder	240 d/a		Bodenaufnahme 0,25 g/d
Park- und Freizeitanlagen	Kinder	240 d/a		Bodenaufnahme 0,1 g/d
Industrie und Gewerbe- grundstücke	Erwachsene (Beschäftigte)		Formal 1.800 h/a (8 h/d x 5 d/w x 45 w/a) Effektiv: 600 h/a	Für effektive Inhalationszeit witterungsbedingte Reduktion von 1/3 des Jahres ange- setzt.

Während bezüglich Direktstrahlung und Inhalation die Aufenthaltszeit auch der Expositionszeit entspricht, ist bezüglich Direktgestion bei Kindern die eigentliche Spielzeit die relevante Größe. Die Spielzeiten sind geringer als die Aufenthaltszeiten, weil zu den Aufenthaltszeiten auch die Wegezeiten und Tätigkeiten ohne Bodenberührung (z.B. Radfahren) zu rechnen sind. Da die Aufnahme von Boden über die Hand in den Mund nur bei der direkten Bodenberührung stattfinden kann, erscheint der Bezug auf die Spielzeit für die Direktgestion sachgemäßer /STA 95/. In der BBodSchV wird daher zwar für die Gruppe der Kinder eine einheitliche jährliche Aufenthaltszeit benutzt, durch einen Reduktionsfaktor aber die Bodenaufnahmerate für Wohngebiete (Faktor 2) sowie Park- und Freizeitflächen (Faktor 5) verringert.

Modellgebiet Oranienburg

Für die nach Kapitel 5.2.2 zu betrachtenden Personengruppe Kinder und Jugendliche“ (Fläche „Goetschke“) können Expositionsorte nach Tabelle I.2 der BglBb als Aufenthalt auf Spielplätzen, Parkanlagen angesetzt werden. Demnach wären Aufenthaltszeiten von 1.000 Stunden zugrunde zu legen. Dieser Wert erscheint für den Aufenthalt auf einer relativ kleinen Fläche, wie es das Grundstück „Goetschke“ darstellt als hoch für reale Personen aller Altersgruppen zwischen 2 und 17 Jahren. Er impliziert eine mittlere tägliche Aufenthaltszeit von 3 Stunden bzw. von 20 Wochenstunden an der ungünstigsten Einwirkungsstelle, d.h. auf dem Grundstück „Goetschke“. Eine differenzierte Festlegung von Aufenthaltszeiten, wie sie in den BglBb für unkultivierte Halden enthalten ist, wäre für diesen Standort wünschenswert, kann aber aus den BglBb nicht ohne Weiteres übertragen werden, da die Verhältnisse von Bergbauhalden und Industriebrachen unterschiedlich zu veranschlagen sind.

Da im Stadtgebiet auch andere kontaminierte Flächen existieren, liegt es im Ermessen des Gutachters, ob bzw. wie der Aufenthalt auf solchen Flächen berücksichtigt wird. Nach BglBb können insgesamt bis zu 2.000 Stunden für den Aufenthalt im Freien veranschlagt werden.

Modellgebiet Rheinberger Altrhein

Als Standardwert für die Referenzpersonen der Gruppe „angelnder Kleingärtner mit Familie“ (s. Kapitel 5.2.2) wurde in /HGN 06/ eine Aufenthaltszeit von 1.000 h sowohl für den Aufenthalt im Naturschutzgebiet (mit Betretungsverbot) als auch im sonstigen gewässernahen Gebiet verwendet. Der Wert wird für die konkreten Standortbedingungen als konservativ eingeschätzt. Auch bei ausgeprägten Gewohnheiten werden von den Gutachtern Aufenthaltszeiten von einigen 100 Stunden vor allem für die in diesem Gutachten als besonders relevant ausgewiesenen Gruppe der Kleinkinder für realistischer erachtet. Eine gezielte Erhebung von Lebensgewohnheiten, die ein Abweichen von den BglBb rechtfertigt, konnte jedoch im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht ausgeführt werden.

Schlussfolgerungen

Grundsätzlich ist festzustellen, dass die Aufenthaltszeit an einem Expositionsort die Direktstrahlung und die Inhalationsexposition direkt bestimmt. Für die Direktexposition von Boden geben andere Zeiten („Spielzeit“) eine bessere Annäherung an die realen Prozesse der Bodenaufnahme. Im Sinne einer einfachen Regelung ist allerdings zu empfehlen, die Aufenthaltszeit auch weiterhin als Bezugszeit für Expositionen zu nutzen. Speziell bei der Bodenaufnahme sollte aber durch differenzierte Aufnahmezeiten (s. Kapitel 6.5) eine realistische Modellierung ermöglicht werden.

Nach dem hier genutzten Realismuskonzept (s. Kapitel 5.1.2) ist die Aufenthaltszeit für eine (fiktive) Referenzperson / Personengruppe festzulegen. Das Verhalten dieser Referenzperson(en) sollte aber unter Beachtung der konkreten Standortbedingungen einem real zu erwartenden Verhalten entsprechen. Da in einer abdeckenden Regelung das Verhalten von Referenzperson konservativ beschrieben werden muss, sollte in neuen Berechnungsgrundlagen eine Öffnungsklausel enthalten, die es ermöglicht, bei konkreten standortbezogenen Daten von den Vorgaben der BglBb abzuweichen.

Die nach den bisherigen BglBb anzusetzenden 1.000 Stunden Aufenthalt werden für die hier untersuchten Gebiete Oranienburg-Goetschke und Rheinberger Altrhein als stark konservativ eingeschätzt. Insbesondere für die Gruppe der spielenden Kinder oder Jugendlichen sind die für unkultivierte Halden geltenden 250 Stunden eine wahrscheinlich realistischere Größe. Bei nachgewiesener und ausgeprägter Nutzung einer Fläche als Spielgelände sollte diese Aufenthaltszeit allerdings auf 500 Std. erhöht werden können, um den Ansätzen der BBodSchV (2 Std. pro Tag an 240 Tagen im Jahr für Kinderspielplätze Rechnung zu tragen).

Für das Gebiet am Lindenring in Oranienburg sind zumindest bezüglich Staubexposition Expositionszeiten im Freien von 2.000 Stunden zu verschlagen. Andere Expositionspfade, die an konkrete Aufenthaltsorte gebunden sind, werden für dieses Gebiet nicht betrachtet.

Wie bereits im Kapitel 5.2.2 diskutiert, müssen die Aufenthaltszeiten auch die Form des Aufenthalts auf der Fläche berücksichtigen. Hier sind erhebliche Unterschiede zwischen dem „ortstreuen“ Angler (ggf. mit Familie) und einer Gruppe spielender Kinder oder Jugendlicher zu veranschlagen. Daher ist die Festlegung des Expositionsortes als mittlerer Aufenthaltsort während der Aufenthaltszeit methodisch mit der Aufenthaltszeit

gekoppelt. Dieser Sachverhalt sollte, wenn nicht in den Berechnungsgrundlagen selbst, so doch zumindest in einem ergänzenden Leitfaden dargestellt werden.

Ergänzend ist festzustellen, dass durch die Ausrichtung der BglBb auf bergbauliche Altlasten für ein Stadtgebiet wie das von Oranienburg Nutzungsformen wie Wohngebiete oder Industrie- und Gewerbegrundstücke fehlen. Diese Nutzungen sind für eine Erweiterung auf nicht bergbauliche radiologische Altlasten zwingend erforderlich.

6.2 Bodendichten, Bodenfeuchte

Berechnungsgrundlagen Bergbau

In den BglBb wird von einer Dichte der oberen Bodenschicht („Trockenrohichte“) von 1,2 g/cm³ ausgegangen. Diese Dichte geht nicht direkt in die Exposition ein. Sie bestimmt aber die volumenbezogene Aktivität des oberen Bodenhorizonts und damit den Zusammenhang von spezifischer Aktivität im Boden und der Direktstrahlung. Angaben zur mittleren Feuchte des Bodens enthalten die BglBb nicht.

Literatur

Vergleichswerte für die Trockenrohichten von Böden nach Scheffer und Schachtschnabel /SCH 98/ sind in Tabelle 6-5 aufgeführt. In /BGR 05/ werden die Trockenrohichten in die in Tabelle 6-6 dargestellten Klassen eingeteilt. Nach diesen Daten (und zahlreichen anderen Quellen) ist eine mittlere Bodendichte von 1,2 g/cm³ ein realistischer Wert.

Bodenart	Trockenrohichte	Feldkapazität
Sand	1,16 – 1,7 g/cm ³	3 – 10 %
Schluff	1,17 – 1,63 g/cm ³	30 – 40 %
Lehm	1,2 – 2,00 g/cm ³	
Ton	0,93 – 1,72 g/cm ³	ca. 50 %

Tabelle 6-5: Bodenabhängige Trockenrohichten und Feldkapazitäten /SCH 98/

Klasse	Trockenrohichte
sehr gering	< 1,25
gering	1,25 - 1,45
mittel	1,45 - 1,65
hoch	1,65 - 1,85
sehr hoch	> 1,85

Tabelle 6-6: Einstufung der Trockenrohichten nach /BGR 05/ in g/cm³

Die Bodenfeuchte variiert in der Natur in Abhängigkeit von Witterungsbedingungen stark. Kenngröße für das Rückhaltevermögen des Bodens gegenüber Wasser ist die Feldkapazität. In sandigen (leichten) Böden beträgt die Feldkapazität weniger als 10 %, d.h. bei normaler Bodenfeuchte beträgt der Wassergehalt weniger als 10 %. Bei höheren Feinkornanteilen nimmt die Feldkapazität zu und erreicht in Tonböden ca. 50 % (s. Tabelle 6-5).

Modellgebiet Rheinberger Altrhein

Mit den Ergebnissen aus Kapitel 4.5 lässt sich die Dichte der oberen 0-10 cm zu 0,58 g/cm³ (RB 3.1) bzw. 0,54 g/cm³ (RB 3.2) errechnen. Für das Tiefenintervall 10 – 20 cm ergeben die Messwerte vom Profil RB 3.2 0,86 g/cm³, das bedeutet gemittelt über die oberen 0-20 cm etwa eine Dichte von 0,70 g/cm³.

In /HGN 06/ werden die entsprechenden Dichten aus einer Fitfunktion

$$\rho_{\text{Trocken}}(z) = 0,3 + 0,8 * [1 - e^{-0,11 z}]$$

z in cm; ρ in g/cm³

zu 0,62 g/cm³ für die oberen 0-10 cm und zu 0,78 g/cm³ für das Intervall 0-20 cm angegeben.

Damit ist die Trockenrohddichte in den Überschwemmungsflächen am Rheinberger Altrhein nur etwa halb so groß wie der Referenzwert der BglBb. Der Vergleich der Messwerte mit der Einteilung der Trockenrohddichten nach /BGR 05/ zeigt, dass die hier festgestellten Dichten weit unterhalb der oberen Grenze der Klasse „sehr geringe Trockendichte“ liegen. Diese sehr geringen Bodendichten sind auf lockere Lagerungen des Bodens zurückzuführen. Ursache dieser lockeren Lagerung dürfte die rezente Sedimentation sein, die zur Bildung lockerer Ablagerungen an der Bodenoberfläche führt, die im Zeitraum des Sedimentationsprozesses noch nicht konsolidiert sind.

Neben der sehr lockeren Lagerungsdichte weisen die Böden im Untersuchungsgebiet hohe Bodenfeuchteanteile auf. Daraus resultieren erhebliche Unterschiede von Feucht- und Trockendichte, die etwa einen Faktor 2 ausmachen.

Schlussfolgerungen:

Die in den BglBb enthaltene Bodendichte ist für Böden in Überschwemmungsgebieten möglicherweise zu hoch. Hier sind deutlich geringere Bodendichten möglich. Außerdem ist in derartigen Gebieten (allein schon durch den kapillaren Aufstieg) mit hohen Bodenfeuchten zu rechnen. Die Auswirkungen dieser Befunde auf die Zusammenhänge von ODL und spezifischen Aktivitäten im Boden werden im nächsten Kapitel betrachtet.

6.3 Parameter zu Ermittlung der äußeren Strahlenexposition (Direktstrahlung)

6.3.1 Berechnungsgrundlagen Bergbau

Die Ber GL BB benutzen die Messgröße Photonen-Äquivalentdosisleistung $\dot{H}_{X,s}$ zur Berechnung der effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ für die verschiedenen Altersklassen j bei externer Exposition an möglichen Aufenthaltsorten s mittels

$$H_{E,j} = f_{Kon,j} \cdot \sum_s (\dot{H}_{X,s} - \dot{H}_x^U) \cdot t_{Exp,j,s} \cdot f_{absch,x,s} \quad (Gl. 6-1)$$

- $\dot{H}_{X,s}$: Photonen-Äquivalentdosisleistung im Freien in 1 m Höhe am Expositionsort s in Sv h⁻¹
- \dot{H}_x^U : Photonen-Äquivalentdosisleistung der natürlichen Gammastrahlung im Freien in 1 m Höhe in Sv h⁻¹ (mittlerer Wert = 120 nSv h⁻¹; dieser Wert schließt den Beitrag der kosmischen Strahlung mit ein)
- $f_{Kon,j}$: Umrechnungsfaktor von Photonen-Äquivalentdosis in effektive Dosis für die Referenzperson j
- $t_{Exp,j,s}$: Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h (Werte s. Tabelle 6-1)
- $f_{absch,x,s}$: Faktor zur Berücksichtigung der Abschirmwirkung am Expositionsort s auf Gammastrahlung im Freien, dimensionslos

Referenzperson	$f_{Kon,j}$
≤ 1 a	0,8
1 - 2 a	0,7
2 - 7 a	0,7
7 - 12 a	0,7
12 -17 a	0,6
> 17 a	0,6

Tabelle 6-7: Umrechnungsfaktor von Photonen-Äquivalentdosis in effektive Dosis nach BglBb

Radionuklid	$f_{absch,x,s}$
Im Freien	1
In Gebäuden – Massivbau (Ziegel, Beton, Naturstein, Fachwerk u.ä)	0,3
In Gebäuden – Leichtbau (Holz, Fertighaus u.ä)	0,3

Tabelle 6-8: Faktor zur Berücksichtigung der Abschirmung am Expositionsort s nach BglBb

Ist die Photonen-Äquivalentdosisleistung im Freien in 1 m Höhe aus der spezifischen Aktivität der oberen Bodenschicht zu errechnen, ergeben sich die Größen $\dot{H}_{X,s}$ und \dot{H}_x^U durch

$$\dot{H}_{X,s} = C_{Bo,r,s} \cdot g_{ext} \quad (Gl. 6-2)$$

und

$$\dot{H}_{X,s}^U = C_{Bo,r}^U \cdot g_{ext} \quad (\text{Gl. 6-3})$$

- $C_{Bo,r,s}^U$: Spezifische Aktivität eines Radionuklids der Uran-Radium-Reihe im radioaktiven Gleichgewicht in der oberen Bodenschicht (0-30 cm) für den Expositionsort s in Bq kg^{-1} (TM)
- $C_{Bo,r}^U$: Spezifische natürliche Untergrund-Aktivität eines Radionuklids der Uran-Radium-Reihe im radioaktiven Gleichgewicht in der oberen Bodenschicht (0-30 cm) in Bq kg^{-1} (TM) (Werte s. Tabelle 6-34)
- g_{ext} : Konversionsfaktor für die Umrechnung der spezifischen Aktivität des Bodens (Uran-Radium-Reihe im radioaktiven Gleichgewicht) in die Photonen-Äquivalentdosisleistung im Freien in 1 m Höhe in $\text{Sv kg Bq}^{-1} \text{h}^{-1}$. Es gilt: $g_{ext} = 0,53 \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{h}^{-1}$

6.3.2 Literaturdaten

Die nach der StrlSchV zu verwendende Messgröße ist die Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$. Für natürliche Radionuklide kann zur Berechnung der terrestrischen Strahlung die Umrechnung nach Gl. 6-4 benutzt werden (/WIL 03/).

$$H^*(10) = 1,07 \cdot H_X \quad (\text{Gl. 6-4})$$

Damit erhält man für die effektive Dosisleistung \dot{E}_{terr} den Zusammenhang mit der Messgröße Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$

$$E_{terr} = 0,6 \cdot H^*(10) / 1,07 = 0,56 \cdot H^*(10) \quad (\text{Gl. 6-5})$$

Entsprechend einer Empfehlung des Normenausschusses Radiologie (NAR), zitiert bei Ambrosi et al. (2003), kann allerdings für die natürliche Umgebungsstrahlung auch der Umrechnungsfaktor $H^*(10) / H_X = 1,0$ verwendet werden, so dass sich ergibt

$$E_{terr} = 0,6 \cdot H^*(10) = 0,6 \cdot H_X \quad (\text{Gl. 6-6})$$

UNSCEAR (2000) /UNS 00/ gibt zur Berechnung der effektiven Dosisleistung der terrestrischen Exposition \dot{E}_{terr} für die Referenzperson „Erwachsener“ über einer unendlichen Halbebene mit homogenen massenbezogenen Aktivitäten a von ^{40}K , ^{232}Th und ^{238}U die Formel in Gl. 6-7 an.

$$\dot{E}_{terr} [\text{nSv h}^{-1}] = 0,030 \cdot a_{\text{K-40}} [\text{Bq kg}^{-1}] + 0,420 \cdot a_{\text{Th-232}} [\text{Bq kg}^{-1}] + 0,310 \cdot a_{\text{U-238}} [\text{Bq kg}^{-1}] \quad (\text{Gl. 6-7})$$

Der in Gl. (6-7) enthaltene Umrechnungsfaktor von Bodenkontamination der U-238 Reihe in effektive Dosis von $0,310 \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{h}^{-1}$ entspricht mit der Umrechnung nach Gl. (6-6) exakt dem Konversionsfaktor nach Gl. (6-3) von $g_{ext} = 0,53 \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{h}^{-1}$.

Dabei beziehen sich die Gl. (6-7) und (6-3) auf Böden in ihrer natürlichen Lagerung, also erdfeuchte Böden mit einer typischen Lagerungsdichte um $1,2 \text{ g/cm}^3$. Da der Trocknungsfaktor normalerweise etwa 1,1 beträgt, ist der exakte Bezug bei der Verwendung von Laborbestimmungen der spezifischen Aktivität (meist Trockenmasse) für praktische Abschätzungen weniger wichtig.

6.3.3 Festlegung von repräsentativen Werten für den derzeitigen Zustand

Da die äußere Strahlenexposition einer Person neben der – hier als konstant anzusetzenden kosmischen Strahlung - in erster Linie von der Bodenstrahlung und der Aufenthaltszeit bestimmt wird, ist eine repräsentativen Ermittlung der Bodenstrahlung eine wesentliche Grundlage der Expositionsermittlung. Dabei kann die Umgebungs-Äquivalentdosis relativ einfach gemessen werden und deshalb ist für die Bewertung vorliegender Situationen eine Messung einer Berechnung stets vorzuziehen. Die Probleme der Ermittlung repräsentativer Werte im Zusammenhang mit der Festlegung der ungünstigsten Einwirkstelle wurden im Kapitel 5.2.2 bereits diskutiert. Die unter Beachtung dieser Diskussion festgelegten Werte der ODL für die Expositionsrechnungen im Altrheingebiet sind in Tabelle 4-11 mit aufgeführt.

Für ein konsistentes Expositionsmodell ist allerdings ein plausibler Zusammenhang zwischen ODL und spezifischer Aktivität des Bodens zu fordern. Vergleicht man den aus den Messdaten erhaltenen Konversionsfaktor für den Zusammenhang von Ra-226 und Umgebungs-Äquivalentdosis (s. Kapitel 4.6.3) von $g_{\text{ext}} = (0,17 \text{ bis } 0,18) \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$ mit dem der BglBb (s. Gl. (6-6)) von $g_{\text{ext}} = 0,53 \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$ so ist ein Unterschied mit einem Faktor 3 festzustellen. Die Bodenstrahlung im Altrheingebiet ist folglich bei gleicher trockenmassebezogener Aktivität um den Faktor 3 geringer als es die BglBb angeben.

Die Ursachen für diesen Sachverhalt sind in der geringen Dichte, der Tiefenabhängigkeit der Kontamination und der Abschirmung durch den hohen Wassergehalt zu suchen. Berücksichtigt man die unterschiedliche Dichte und bezieht die ODL nicht auf die spezifische Aktivität (massebezogene Aktivität), sondern die Aktivitätskonzentration (volumenbezogene Aktivität), so ergibt sich ein Konversionsfaktor für Standardböden mit einer Bodendichte von $1,2 \text{ g/cm}^3$ von $0,53 \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} / 1,2 \text{ kg dm}^{-3} = 0,44 \text{ nSv dm}^3 \text{ Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Für den Boden im Untersuchungsgebiet erhält man $(0,17 - 0,18) \text{ nSv kg Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} / 0,6 \text{ kg dm}^{-3} = (0,28 - 0,30) \text{ nSv dm}^3 \text{ Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Berücksichtigt man weiterhin, dass im Überschwemmungsgebiet die Kontamination sehr oberflächennah vorliegt, so ist bei einer Beprobungstiefe von 30 cm, wie sie die BglBb für die Abschätzung der Bodenstrahlung fordern, eine geringere spezifische Aktivität des Bodenhorizonts anzusetzen. Eine um 20 % geringere spezifische Aktivität des tiefengemittelten Bodenhorizonts 0-30 cm verglichen mit den ausgewerteten Tiefen von 0-20 cm würde (da die ODL gleich bleibt) den volumenbezogenen Konversionsfaktor von $0,30 \text{ nSv dm}^3 \text{ Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$ auf etwa $0,36 \text{ nSv dm}^3 \text{ Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$ erhöhen und damit nur noch 20 % unter dem Vergleichswert liegen. Die verbleibenden Unterschiede sind wahrscheinlich auf die Abschirmung durch das Bodenwasser zurückzuführen.

Insgesamt zeigt diese Auswertung, dass eine Abschätzung der Bodenstrahlung aus Messwerten der spezifischen Aktivität für den hier untersuchten Standort zu deutlichen Überschätzungen der Exposition durch Direktstrahlung führt. Eine Messung der ODL ist daher stets einer Berechnung der Bodenstrahlung vorzuziehen. Andererseits ist eine solche Messung aber prinzipiell nicht in der Lage, Aussagen zu einer zeitlichen Veränderung der Bodenstrahlung zu machen. Für zukünftige Situationen ist eine solche Änderung in Betracht zu ziehen, wenn dosisbestimmende Radionuklide zerfallen oder nachwachsen. Um hier belastbare Prognosen vornehmen zu können, bedarf es zumindest einer Korrektur gemessener ODL-Werte in Hinblick auf Veränderungen der Nuklidzusammensetzung. Dieser Fall soll am Beispiel des Modellgebietes Rheinberger Altrhein diskutiert werden.

6.3.4 Abschätzung der zeitlichen Veränderung der Bodenstrahlung (Modellgebiet Rheinberger Altrhein)

Da im Gebiet des Rheinberger Altrheins das Ra-228 im Überschuss zum Vorgängernuklid Th-232 vorkommt und folglich mittelfristig zerfällt, ist für die Exposition zukünftiger Situationen diese Veränderung zu korrigieren. Grundlage einer solchen Korrektur muss eine Separation der den einzelnen Zerfallsreihen (und K-40) zuzuordnenden Komponenten der Direktstrahlung sein.

Macht man folgenden Ansatz

$$\dot{H}^* (10) [\text{nSv h}^{-1}] = \dot{H}_{\text{kosm}} + \alpha \cdot (0,050 \cdot a_{\text{K-40}} [\text{Bq kg}^{-1}] + 0,70 \cdot a_{\text{Ra-228}} [\text{Bq kg}^{-1}] + 0,55 \cdot a_{\text{Ra-226}} [\text{Bq kg}^{-1}]) \quad (\text{Gl. 6-8})$$

dann wird die als ODL gemessene Umgebungs-Äquivalentdosisleistung H^* als Summe der 3 ebenfalls gemessenen Nuklidkomponenten der UNSCEAR Formel (6-7) und der kosmischen Strahlung H_{kosm} (=30 nSv/h) interpretiert. Da diese Summe, wie oben gezeigt, im vorliegenden Fall die Bodenstrahlung überschätzt, muss ein Korrekturfaktor α eingeführt werden. Dieser Korrekturfaktor ist streng genommen für alle Nuklide verschieden, da vor allem die Tiefenverteilungen sich stark unterscheiden. Nimmt man ihn trotzdem als gleich an, kann er aus den Messdaten der Tabelle 4-1 und den ODL-Daten der Tabelle 4-10 (hier: Medianwert) für jeden Datensatz berechnet werden. Als Mittelwert von α über alle Datensätze ergibt sich 1,78 – gerundet 1,8. Berechnet man mit diesem einheitlichen Wert die ODL aus den Messwerten der spezifischen Aktivitäten (Tabelle 4-1), dann erhält man die im Diagramm der Abbildung 6-1 dargestellten Werte. Diese liegen mit einer für praktische Abschätzungen ausreichenden Genauigkeit an der eingezeichneten „idealen“ Gerade. Das bedeutet, dass die relativen Anteile der gemessenen Bodenstrahlung h^* , die auf die Nuklide $i = \text{K-40, Ra-228++ und Ra-226++}$ zurückzuführen sind, über

$$h_i^* = \frac{a_i \cdot g_{\text{ext},i}}{\sum_j a_j \cdot g_{\text{ext},j}} \quad (\text{Gl. 6-9})$$

berechnet werden können. Es sei darauf hingewiesen, dass die so ermittelten Strahlungsanteile unabhängig vom Korrekturfaktor α sind.

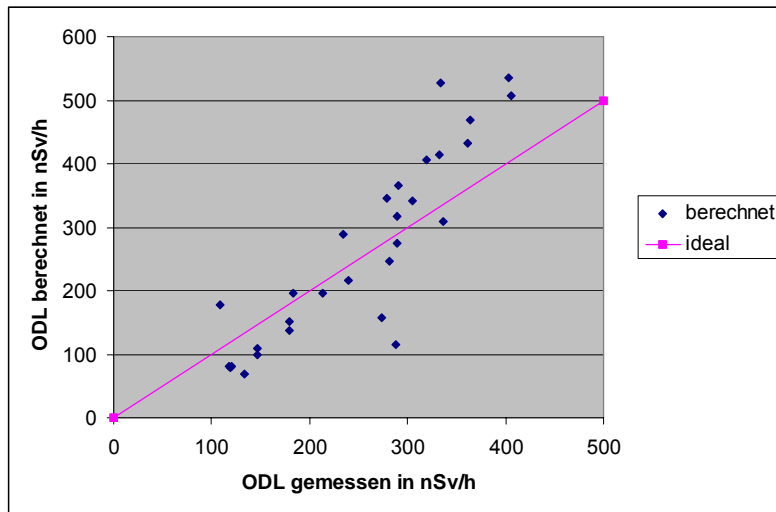


Abbildung 6-1: Berechnung von ODL-Werten aus spezifischen Aktivitäten im Boden. Erläuterungen s. Text

Eine Anwendung dieses Konzeptes auf den Datensatz des Untersuchungsgebietes Rheinberger Altrhein zeigt Abbildung 6-2. Man erkennt, dass auf den kontaminierten Flächen die ODL zu ca. 85 % aus Ra-226 (genauer den zugehörigen Tochternukliden Bi-214, Pb-214) stammt und Ra-228 (Ac-228) nur zu etwa 10 % zur ODL beiträgt. Beim Zerfall von Ra-228 wird daher die ODL im untersuchten Gebiet nur geringfügig verringert. Das hier vorgestellte Verfahren kann aber genutzt werden, wenn bei Bodenkontaminationen mit höheren Anteilen an Ra-228 stärkere Veränderungen der ODL zu erwarten sind.

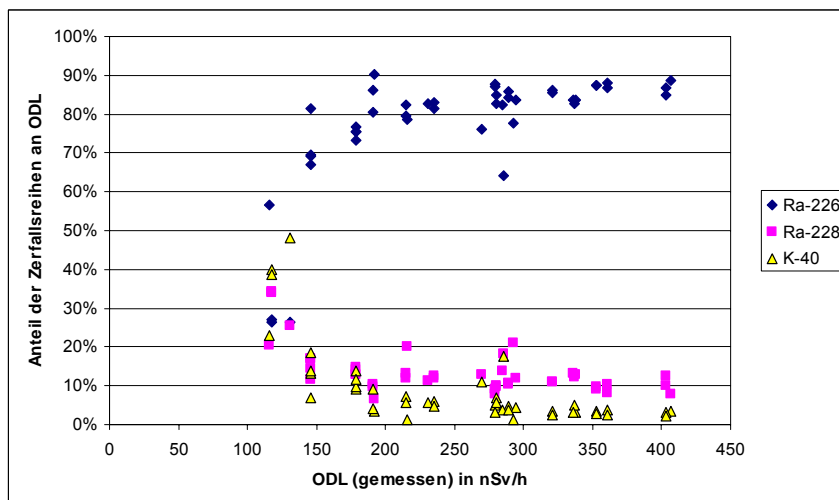


Abbildung 6-2: Anteile der Zerfallsreihen und von K-40 an der gemessenen OD im Untersuchungsgebiet Rheinberger Altrhein

Für eine differenziertere Separation von Einzelnucliden kann auch auf die nuklidspezifischen Dosiskoeffizienten nach /BMU 01d/ zurückgegriffen werden (Werte für hier relevante Nuclide in Tabelle 6-9). In diesem Fall gilt

$$h_i^* = \frac{a_i \cdot \Gamma_i}{\sum_j a_j \cdot \Gamma_j} \quad (\text{Gl. 6-10})$$

Eine Anwendung dieses Ansatzes auf Pb-210 demonstriert deutlich, dass von diesem Nuclid keine messbaren Beiträge zur Bodenstrahlung ausgehen.

Tabelle 6-9: Dosisleistungskoeffizienten Γ für Gamma-Bodenstrahlung

Bezugsnuclid	Gammastrahlende Tochternuclide	Dosisleistungskoeffizienten Γ für Gamma-Bodenstrahlung mit Tochternucliden in (Sv/s) (Bq/m ²) nach /BMU 01d/
U-238	Th-234, Pa-234	$2,3 \cdot 10^{-17}$
Ra-226	Bi-214, Pb-214	$1,6 \cdot 10^{-15}$
Pb-210		$2,3 \cdot 10^{-18}$
Ra-228	Ac-228	$2,2 \cdot 10^{-15}$
Th-228	Pb-212	$1,3 \cdot 10^{-15}$
K-40	K-40	$1,4 \cdot 10^{-16}$ (ohne Tochternucl.)

6.3.5 Hintergrundstrahlung (Direktstrahlung, Bodenstrahlung)

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Die Anlage IV der BglBb stellt fest: In Gegenden erhöhter natürlicher Radioaktivität gilt ein mittlerer Wert der Photonen-Äquivalentdosisleistung im Freien in 1 m Höhe von 120 nSv h^{-1} . Dieser Wert schließt den Beitrag der kosmischen Strahlung mit ein.

Bei einem Anteil der kosmischen Strahlung von ca. 30 nSv/h wird damit eine Bodenstrahlung der Photonen-Äquivalentdosisleistung von ca. 90 nSv h^{-1} als Hintergrundwert² angesetzt. Das entspricht bei Umrechnung mit Gl. (6-4) einer Umgebungsäquivalentdosisleistung von 96 nSv h^{-1} .

Modellgebiete

Beide in dieser Arbeit untersuchten Gebiete befinden sich im Norddeutschen Tiefland auf Standorten, die durch pleistozäne Sedimente geprägt sind. Die Karte der Lage der Untersuchungsgebiete (Anlage 1) zeigt, dass für beide Modellgebiete Werte der Ortsdosisleistung von ca. $40\text{-}50 \text{ nSv/h}$ anzusetzen sind.

In /HGN 06/ wird aus den ODL-Messungen am Gewässersystem der Fossa Eugenia ein Hintergrundwert von 81 nSv/h abgeleitet. Dieser Wert entspricht einer Bodenstrahlung von 51 nSv/h und ist in guter Überein-

² Zur Begrifflichkeit s. Kapitel 6.8

stimmung mit Angaben des BfS, nach denen für Nordrhein-Westfalen ein Mittelwert der terrestrischen Strahlung von 59 nSv/h angegeben wird.

Auf der Fläche „Goetschke“ wurden im Jahr 1995 ODL-Messungen in einem Raster von 6 m durchgeführt (Abbildung 3-4). Wird der äußere Rasterstreifen, der sich in einer Entfernung von etwa 15-50 m vom Hot-Spot befindet, näherungsweise mit dem geogener Hintergrund in diesem Bereich gleichgesetzt, so ergibt sich ein mittlerer Wert von 85 nSv/h und eine terrestrische Komponente von ca. 55 nSv/h.

Da eine Überschätzung der Hintergrundwerte die zusätzliche Strahlenexposition verringert, sind die standorttypischen Werte im vorliegenden Fall den Werten der BglBb unbedingt vorzuziehen. Die dadurch bewirkte Änderung der zusätzlichen potentiellen Exposition beträgt zwar bei 1000 Stunden Aufenthalt auf der zu bewertenden Fläche nur 0,040 mSv und kann angesichts des als Richtwert und nicht als Grenzwert zu interpretierenden Bezugswertes der Dosis von 1 mSv pro Kalenderjahr als letztlich wenig bedeutsam eingeschätzt werden. Da ein überschätzter Hintergrund allerdings von kritischen Gruppen relativ einfach als tendenziöse Wertewahl erkannt wird, ist eine standortangepasste Parameterwahl in jedem Fall vorzuziehen. Für praktische Untersuchungen sind dazu Karten wie in Anlage 1 hinreichend geeignet. Da bei einer Kartierung der ODL von kontaminierten Flächen auch unkontaminierte Randbereiche mit erfasst werden müssen, sind standortspezifische Daten in der Regel ohne besonderen Aufwand ableitbar.

Bei der Wahl repräsentativer Hintergrundwerte der ODL sollten allerdings die Hintergrundwerte der Bodenaktivität mit einbezogen werden, so dass ein insgesamt plausibler Datensatz zugrunde gelegt wird. Dabei sind nach den bei der Untersuchung des Modellgebietes Rheinberg erhaltenen Ergebnissen die Bodendichten besonders zu beachten (s. Kapitel 6.2 und Kapitel 6.3.3).

6.3.6 Schlussfolgerungen

Die Ermittlung der äußeren Strahlenexposition kann bei radiologischen Altlasten als existierende Situationen günstig durch Messungen der ODL vorgenommen werden. Derartige Messungen sind jedoch nicht ausführbar, wenn abweichende Situationen bewertet werden müssen. Das kann neben dem in diesem Kapitel diskutierten Fall einer längerfristigen Veränderung von Nuklidzusammensetzungen auch auftreten, wenn infolge technischer Maßnahmen Deckschichten beiseite geräumt oder andere Umlagerungen kontaminierter Materialien vorgenommen werden sollen. In solchen Fällen ist eine Modellierung der Bodenstrahlung als wesentliche Komponente der äußeren Strahlenexposition notwendig.

In diesem Kapitel wurde gezeigt, dass die Anwendung der UNSCEAR-Formel (Gl. 6-7) für die Flächen am Rheinberger Altrhein zu keinen befriedigenden Werten der Bodenstrahlung führt. Die real gemessenen Werte werden stark überschätzt, da die Bodendichte mit ca. 0,6 g/cm³ sehr niedrig ausfällt. Darüber hinaus tragen die zur Tiefe hin abnehmenden spezifischen Aktivitäten und der hohe Wassergehalt im Boden offensichtlich zu schwächeren Bodenstrahlungen bei. Da sowohl die Trockenrohddichte als auch die Bodenfeuchte sehr einfach (und ohne besondere Kosten) bestimmt werden können, sollten Ermittlungen dieser Größen ggf. in das Standarduntersuchungsprogramm von radiologischen Altlasten aufgenommen werden.

Für die Prognose von Veränderungen der ODL als Folge sich verändernder Nuklidvektoren wurde gezeigt, dass bereits mit einem einfachen Ansatz die relativen Anteile einzelner Nuklide (Nuklidgruppen) an der Bodenstrahlung ermittelt werden können. Mit dieser Information können Prognosen zur Bodenstrahlung bei zeitlicher Veränderungen der Nuklidvektoren abgeleitet werden. Es wird empfohlen, diesen Ansatz für eine Darstellung im Leitfaden ggf. weiter zu entwickeln.

Die in den BglBb enthaltenen Werte der natürlichen Photonen-Äquivalentdosisleistung im Freien sind für Gebiete mit erhöhter natürlicher Radioaktivität abgeleitet worden. Sie sind daher für Flächen außerhalb dieser Gebiete häufig als zu hoch einzuschätzen. Eine standortbezogene Abschätzung von Hintergrundwerten sollte daher fallbezogen möglich sein. Für eine solche fallbezogene Abschätzung sollten jedoch in einem Leitfaden Hinweise für die konsistente Ableitung solcher Werte enthalten sein, die auch die hier festgestellten Einflüsse der Bodendichte, Bodenfeuchte und Schichtdicken von Kontaminationen berücksichtigen.

6.4 Parameter zur Ermittlung der Inhalationsdosis

6.4.1 Spezifische Aktivität

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Die spezifische Aktivität $C_{Bo(0,02),r,s}$ eines Radionuklids r in der Staubfraktion wird in den BglBb verwendet, um die Aktivitätskonzentration $C_{Luft,r,s}$ des an Staub gebundenen Radionuklides r am Expositionsort s abzuschätzen.

$$C_{Luft,r,s} = (C_{Bo(0,02),r,s} - C_{Bo(0,02),r}^U) S_{Staub} \quad (\text{Gl. 6-11})$$

$C_{Bo(0,02),r,s}$: Spezifische Aktivität eines Radionuklides r in der Staubfraktion der oberen Bodenschicht für den Expositionsort s in Bq kg^{-1} (TM)

$C_{Bo(0,02),r}^U$: Spezifische natürliche Untergrund-Aktivität eines Radionuklides r in der Staubfraktion der oberen Bodenschicht in Bq kg^{-1} (TM).

S_{Staub} : Referenzwert der Staubkonzentration ($0,05 \text{ mg/m}^3$)

Im Gegensatz zur TA-Luft bezieht sich die Aktivitätskonzentration $C_{Luft,r,s}$ in der BglBb auf den Gesamtstaub. Mit Hilfe der Aktivitätskonzentration kann die effektive Jahresdosis durch Inhalation von Staub errechnet werden (s. Kapitel 6.4.3).

In den beiden hier untersuchten Modellgebieten wurden keine speziellen Untersuchungen des Staubes vorgenommen, da konkrete Staubquellen in Kontaminationsbereichen, die zu einer zusätzlichen Staubbelastung beitragen, in keinem der Gebiete vorlagen. Die folgenden Abschätzungen gehen deshalb vom Referenzwert der mittleren jährlichen Staubkonzentration von $0,05 \text{ mg/m}^3$ aus. Dieser Wert kann für das Stadtgebiet Oranienburg realistisch sein, für das Gebiet Rheinberg als Fläche in feuchten Niederungsgebieten erscheint der Wert eher hoch.

6.4.2 Aufkonzentrierungsfaktor

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Sofern nur spezifische Aktivitäten einer ungesiebten Bodenprobe vorliegen, verwenden die Berechnungsgrundlagen Bergbau den Aufkonzentrierungsfaktor $AF_{0,02;s}$, der aus Untersuchungen an vergleichbaren Bodenmaterialien abgeleitet wurde und das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivität des Radionuklids r der Staubfraktion und der Gesamtprobe beschreibt, um die spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Staubfraktion für den Expositionsort s zu berechnen:

$$C_{Bo(0,02),r,s} = (C_{Bo,r,s} - C_{Bo,r}^U) \cdot AF_{0,02;r} \quad (\text{Gl. 6-12})$$

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

$C_{Bo,r}^U$: Spezifische Aktivität des Radionuklids r in der ungesiebten Probe der oberen Bodenschicht in Bq kg^{-1} (TM) (Werte s. Tabelle 6-34)

$AF_{0,02;r}$: Aufkonzentrierungsfaktor ($AF_{0,02;r} = 4$ für alle Radionuklide)

Der Aufkonzentrierungsfaktor ist als regulative Festlegung so ausgelegt, dass er den Sachverhalt der höheren spezifischen Aktivitäten in Feinfraktionen konservativ berücksichtigt. Er ist durch standortkonkrete Kontrollmessungen von Bodenfraktionen nicht ohne Weiteres präzisierbar, da die Feinstaubfraktion stets eine Mischung aus verschiedenen Staubquellen umfasst.

Modellgebiete Oranienburg und Rheinberger Altrhein

Spezielle Untersuchungen zu den Anreicherungsfaktoren wurden in den Untersuchungen zu den Modellgebieten nicht vorgenommen, so dass die Arbeiten in den Modellgebieten keine Hinweise brachten, die eine standorttypische Festlegung dieser Werte nahe legen.

6.4.3 Ermittlung der spezifischen Aktivität für die Modellgebiete

Im Stadtgebiet Oranienburg ergeben die als Mittelwert für das Gebiet Lindenring abgeschätzten 300 Bq/kg (U-238 Reihe) und 1.500 Bq/kg (Th-232 Reihe, s. Kapitel 3.9) bei einer Aufenthaltsdauer von 2.000 Stunden und bei einem Anreicherungsfaktor 4 die in Tabelle 6-10 zusammengestellten Inhalationsdosen.

Im Gebiet des Rheinberger Altrheins ist das Staubbildungspotential durch Bewuchs reduziert. Für Berechnungen wurde konservativ unterstellt, dass der Staub ausschließlich aus den kontaminierten Böden stammt. Die als Bezug gewählten relativ kleine Flächen (Hotspots) sind in Bezug auf die Staubbildung in hohem Maße konservativ. Die Verwendung von spezifischen Aktivitäten aus den oberen 10 cm des Bodens ist nach

Auswertung der Bodenprofile als realistische Schätzung der staubbildenden oberen Bodenschichten anzusehen, da in den stärker kontaminierten Flächen die oberen 10 cm keinen so markanten Abfall der spezifischen Aktivitäten zeigen wie es offensichtlich im Randbereich des Überschwemmungsgebietes vorkommt. Die daraus abgeleiteten spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra von 700 Bq/kg (erlaubtes Gebiet) und 1.580 Bq/kg (gesamtes Gebiet) führen für die Aufenthaltszeit von 1.000 Stunden zu den in Tabelle 6-10 aufgeführten Inhalationsdosen.

Tabelle 6-10: Inhalationsdosen für die untersuchten Modellgebiete (ohne Hintergrundabzug)

Aufenthaltsort	< 1 a	1-2 a	2-7 a	7-12 a	12-17 a	> 17 a
Oranienburg, Gebiet Lindenring	0,018	0,028	0,030	0,037	0,043	0,043
Rheinberg, gesamtes Gebiet (Naturschutzgebiet eingeschlossen)	0,002	0,003	0,003	0,004	0,004	0,004
Rheinberg, erlaubtes Gebiet	0,001	0,001	0,001	0,002	9,002	0,002

6.4.4 Schlussfolgerungen

Der Staubpfad spielt für die Flächen am Rheinberger Altrhein eine untergeordnete Rolle. Im Stadtgebiet Oranienburg werden aufgrund der höheren Aufenthaltszeit im Freien und der anderen Nuklidvektoren etwas höhere Inhalationsdosen modelliert. Für beide Gebiete ist aber die berechnete Exposition so gering, dass der Staubpfad nur unwesentlich zur potentiellen Gesamtexposition beiträgt.

Die Ermittlung bzw. Festlegung von repräsentativen spezifischen Aktivitäten von Bodenmaterial als Quellterm für den Staubpfad liegt derzeit noch weitgehend im Ermessen des jeweiligen Bearbeiters. Bei dieser Entscheidung sind allerdings folgende Aspekte zu beachten.

- Die wichtigsten Quellen für Staub sind technische Anlagen, die auf kontaminierten Flächen arbeiten und dabei Staub aufwirbeln sowie Transporte, die auf kontaminiertem Gelände fahren. Für diese Fälle ist eine Verwendung von spezifischen Aktivitäten in Böden, die einer Mittelungstiefe von 10, 20 oder 30 cm entspricht realistisch und angemessen.
- Für mächtige Ablagerungen ohne Bewuchs (z.B. IAA, Deponien von Hochofenschlamm, Rotschlamm u.ä.) bei denen kein signifikanter Gradient der spezifischen Aktivitäten besteht, sind ebenfalls Mittelungstiefen im dm-Bereich geeignet, um repräsentative Werte zu gewinnen.
- Bei anderen ruhenden Flächen, vor allem unbewachsene Industriegelände, sieht die BBodSchV eine Beprobung der oberen 0-2 cm als Basis für eine Bewertung des Staubpfades vor. Obwohl nach bisherigen Erfahrungen auf derartigen Flächen die Staubbildung nicht zu besonders hohen Konzentrationen führt, ist die Wahl der Beprobungstiefe für die Ergebnisse relevant. Die Öffnung der Berechnungsgrundlagen für eine solche Herangehensweise sollte daher geprüft werden.

- Für Flächen, wie das hier untersuchte Altrheingebiet mit deutlichen Tiefenprofilen der spezifischen Aktivität sind ebenfalls Beprobungstiefen von 0-2 cm vorzuziehen. Dabei kann allerdings eine Aussage über die Oberflächenaktivität solcher Böden auch aus Tiefenprofilen rückgeschlossen werden.
- Abgesehen von technischen Staubaufwirbelungen durch Verkehr oder Bauarbeiten ist die Staubquelle stets als größere Fläche anzunehmen. Das bedeutet, das in den Berechnungsgrundlagen oder im Leitfaden Hinweise zu den Mittelungsflächen enthalten sein sollten. Die Nutzung von Extremwerten kleinräumiger Flächen als Staubquelle sollte als unrealistisch ausgeschlossen werden.

Anmerkungen

Die Übertragbarkeit des für bergbauliche Altlasten abgeleiteten Anreicherungsfaktors auf andere NORM/TENORM ist bisher nur in geringem Umfang überprüft. So wurden z.B. vom VKTA Anreicherungsfaktoren für Hochofenstäube der Roheisenverhüttung bestimmt /VKT 03/. Die relativ geringe Zahl untersuchter Proben und die erhebliche Streuung der Ergebnisse lassen eine belastbare Aussage zu den Anreicherungsfaktoren dieser Stäube nicht zu. Da Hochofenstäube und Rotschlamm häufig auf großflächigen Deponien beseitigt werden, könnte der Staubpfad zu beachten sein. Eine Ermittlung von Anreicherungsfaktoren speziell für diese Stoffe wird daher empfohlen.

6.5 Parameter zur Ermittlung der Exposition durch Direktingestion

6.5.1 Spezifische Aktivität

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau verwenden die spezifische Aktivität $C_{Bo,r,s}$ bzw. $C_{Bo(0,5),r,s}$ eines Radionuklids r der oberen Bodenschicht am Expositionsort s zur Berechnung der effektiven Jahresdosis $H_{Ing,Bo,j}$ durch direkte Aufnahme von Boden (s. Kapitel 6.5.2). Die beiden genannten spezifischen Aktivitäten sind über einen Aufkonzentrierungsfaktor ineinander verknüpft. Die Mächtigkeit der zur Ermittlung der spezifischen Aktivitäten heranzuziehenden oberen Bodenschicht richtet sich dabei nach der Nutzungsart (Weideboden: 0-10 cm bzw. Acker- oder Gartenboden: 0-20 cm).

Modellgebiet Rheinberger Altrhein

Mit den spezifischen Aktivitäten nach Tabelle 4-11 erhält man Ingestionsdosen nach Tabelle 6-11. Die Werte im Modellgebiet Rheinberg wurden aus Messwerten abgeleitet. Sie repräsentieren relativ kleine Flächen (Hotspots), sind aber für eine Ingestion bei der Referenzgruppe Angler mit Familie durchaus als realistisch einzustufen. Die Verwendung von spezifischen Aktivitäten aus 0-10 cm entspricht formal den Vorgaben der Berechnungsgrundlagen (dort Anlage VI Tab. 4) für Weidenutzung. Diese Mächtigkeit entspricht auch dem Kontaktbereich für orale und dermale Schadstoffaufnahme bei Park- und Freizeitflächen nach Anhang 1 BBodSchV.

Die tatsächliche Nutzung eines unbewirtschafteten Naturschutzgebietes (hier Schilfgürtel) ist allerdings in den BglBb nicht enthalten, so dass Unsicherheiten bei der Festlegung von Beprobungstiefen für Bodenuntersuchungen verbleiben. Durch die markante Tiefenverteilung der Kontamination besitzt die Zuweisung einer Mittlungstiefe allerdings wesentlichen Einfluss auf das Modellergebnis. Dieser Sachverhalt ist zu berücksichtigen, wenn für Sedimentationsgebiete Beprobungstiefen festzulegen sind.

Tabelle 6-11: Ingestionsdosen (Direktingestion) für das Gebiet Rheinberg (ohne Hintergrundabzug)

Aufenthaltsort	< 1 a	1-2 a	2-7 a	7-12 a	12-17 a	> 17 a
Rheinberg, gesamtes Gebiet (Naturschutzgebiet eingeschlossen)	--	0,652	0,232	0,045	0,059	0,015
Rheinberg, erlaubtes Gebiet	--	0,297	0,106	0,020	0,026	0,007

Die Ergebnisse der Tabelle 6-11 zeigen, dass die Direktingestion einen signifikanten Anteil zur Strahlenexposition beiträgt. Kritische Gruppe ist die Altersgruppe 1-2 Jahre, in der bei vergleichsweise hohen Verzehraten auch hohe Dosiskoeffizienten vorkommen. Daher ist es speziell für das Modellgebiet Rheinberg bedeutsam zu prüfen, welche Variation in den Parametersätzen als realistisch betrachtet werden muss.

6.5.2 Boden-Aufnahmerate

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Die in den Berechnungsgrundlagen Bergbau verwendeten Boden-Aufnahmeraten sind in der folgenden Tabelle angegeben.

Tabelle 6-12: Boden-Aufnahmerate $U_{Bo,j}$ der Referenzperson j

Referenzperson	Boden-Aufnahmerate $U_{Bo,j}$ [kg h^{-1}]	Masse bei 1000 Std. pro. Jahr
≤ 1 a	0	0
1 - 2 a	$5 \cdot 10^{-5}$ (50 mg/h)	50 g/a
2 - 7 a	$3 \cdot 10^{-5}$ (30 mg/h)	30 g/a
7 - 12 a	$6 \cdot 10^{-6}$ (6 mg/h)	6 g/a
12 -17 a	$6 \cdot 10^{-6}$ (6 mg/h)	6 g/a
> 17 a	$6 \cdot 10^{-6}$ (6 mg/h)	6 g/a
Beschäftigter	$6 \cdot 10^{-6}$ (6 mg/h)	6 g/a

Literatur

In /STA 95/ sind die Ergebnisse verschiedener Studien zusammengefasst (siehe Tabelle 6-13). Es wird empfohlen, für Abschätzungen den unteren Wert des angegebenen Bereiches zu verwenden. Der obere Wert sollte auf eine abgestufte Risikoabschätzung beschränkt sein, in der weitere Einflussgrößen (z.B. Resorptionsverfügbarkeit, Zeitbudget) detailliert einbezogen werden.

Obwohl die in /STA 95/ zugrunde gelegten Studien eine deutliche Bewertungsunsicherheit enthalten, gingen die abgeschätzten Werte als Datenbasis für die Festlegungen der Szenarienbedingungen zur Ableitung von Prüfwerten nach BBodSchV mit ein /BAC 99/.

Neuere Daten stammen aus einer Studie des BMU /BMU 2004/. In Tabelle 6-14 sind die Mittelwerte der berechneten Bodeningestionsraten für die einzelnen Altersgruppen in Bezug auf die Studiendauer (mg/d) und im Bezug auf die Spielzeit im Freien (mg/h) angegeben. Es handelt sich dabei um konservative Werte, da Untersuchungsbedingungen gewählt wurden, die die Ingestion von Boden begünstigen (trockener Sommer, Ferienzeit).

Tabelle 6-13: Bodeningestionsraten nach /STA 95/ und Werte zur Ermittlung von Prüfwerten nach BBodSchV /BAC 99/

Altersgruppe	[mg/d] nach /STA 95/		[mg/d] nach /BAC 99/		
	Wahrscheinlicher Fall	Ungünstiger Fall	Kinderspielfläche	Wohngebiet	Park- und Freizeitanlagen
< 1 a	20-100	100-500	500	250	100
1-3 a	20-100	100-500			
4-6 a	20-100	100-500			
7-9a	5-25	25-125	-	-	-
10-14 a	5-25	25-125	-	-	-
15-19 a	2-10	10-50	-	-	-
20-75 a	2-10	10-50	-	-	-

Tabelle 6-14: Mittelwerte der Bodeningestionsraten in verschiedenen Altersgruppen nach /BMU 2004/

Altersgruppe	Bodeningestionsrate [mg/d] der Fraktion		Bodeningestionsrate [mg/h Spielzeit] der Fraktion	
	< 500 µm	< 63 µm	< 500 µm	< 63 µm
	< 1 a	22	16	25
1-2	100	48	31	15
2-7 a	35	20	11	6
7-12	57	42	13	9
alle	53	31	19	12

Modellgebiet Rheinberger Altrhein

Bei den hier durchgeführten und ausgewerteten Arbeiten wurden keine gezielten Untersuchungen zu standorttypischen Bodenaufnahmeraten ausgeführt. Nach den Angaben der Tabelle 6-13 und Tabelle 6-14 sind geringere Werte als die in den Berechnungsgrundlagen Bergbau enthaltenen Boden-Aufnahmeraten realistischer. Es ist allerdings auch festzuhalten, dass die Böden im Überschwemmungsgebiet Altrhein durch ihre lockere Lagerung und ihre schluffig-feuchte Konsistenz bei einem spielenden Kind gut haften dürften und damit die Ingestion ansteigen kann.

6.5.3 Aufkonzentrierungsfaktor

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Sofern nur spezifische Aktivitäten einer ungesiebten Bodenprobe vorliegen, verwenden die Berechnungsgrundlagen Bergbau den Aufkonzentrierungsfaktor $AF_{0,02;s}$, der aus Untersuchungen an vergleichbaren Bodenmaterialien abgeleitet wurde und das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivität des Radionuklids r der Feinfraktion und der Gesamtprobe beschreibt.

Modellgebiete Oranienburg und Rheinberger Altrhein

Spezielle Untersuchungen zu den Anreicherungsfaktoren in der Feinfraktion wurden in den Untersuchungen zu den Modellgebieten nicht vorgenommen, so dass Arbeiten in den Modellgebieten keine Hinweise brachten, die eine standorttypische Festlegung dieser Werte nahe legen.

Bei den für das Modellgebiet Rheinberger Altrhein durchgeführten Modellierungen wurde der in den Berechnungsgrundlagen Bergbau vorgegebene Standardwert für ungesiebte Proben ($AF_{0,5r} = 2$) berücksichtigt. Er ist unter den Standortbedingungen als grundsätzlich realistisch einzuschätzen, da die Radiumkontamination des Bodens an sedimentierte Feinpartikel gebunden ist. Die Anleitung zur „Berechnung von Prüfwerten ...“ nach BBodSchV /BAC 99/ stellt allerdings hierzu fest: *„Zur Berücksichtigung der ... Anreicherung von Schadstoffen in der Feinfraktion wird ein Anreicherungsfaktor von 5 für anorganische Stoffe und Faktor 10 für organische Stoffe angenommen. Soweit in Einzelfällen ... besondere Materialien wie z.B. Kohlestaub vorkommen und bewertungsrelevant sind, ist der Anreicherungsfaktor unter Umständen anzupassen.“*

6.5.4 Dosiskoeffizienten

In der BglBb werden für die Berechnung der Inhalation und Ingestion von Staub bzw. Boden Dosiskoeffizienten nach ICRP 71 genutzt. Die Inhalationsdosiskoeffizienten gelten für die Lungenabsorptionsklasse M (moderate) (für Th die Klasse S (slow) und für Ac die Klasse F (fast) nach ICRP 71. Abweichend von den Vorgaben der Anlage XII Teil D StrlSchV nach Verwendung der Dosiskoeffizienten des Bundesanzeigers Nr. 160 (2001) /BMU 2001c/ schreiben die BglBb für die Direktingestion von Boden einen geringeren Dosiskoeffizienten für Po-210 vor. Diese abweichende Vorgabe wird begründet durch das in Böden in anorganischer Form vorliegende Polonium, für das ein Dosiskoeffizient entsprechend ICRP Publikation 67 ermittelt wurde.

Um die Wirkungen der unterschiedlichen Dosiskoeffizienten standortbezogen bewerten zu können, sind in Tabelle 6-15 die Ingestionsdosen für die Direktingestion von Personen am Rheinberger Altrhein zum einen mit den Dosiskoeffizienten nach BglBb zum anderen mit denen nach Bundesanzeiger 2001 berechnet worden. Man erkennt, dass die Unterschiede vor allem für die kritische Gruppe der Kleinkinder erheblich sind. Obwohl davon auszugehen ist, dass das Polonium im Boden in anorganischer Form vorliegt, da seine Mutternuklide Radium und Blei in sulfatischen oder karbonatischen Salzen ausgefällt wurden, ist durch das Fehlen dieser anorganischen Spezies in den Dosiskoeffizienten des Bundesanzeigers ein Akzeptanz- und Ver-

mittlungsproblem erkennbar. Es ist deshalb zu empfehlen, konsistente Regelungen in alle diesbezüglichen Regelwerte aufzunehmen.

Anmerkungen

Durch die Art der Bildung als Fällung oder Mitfällung sulfatischer Salze liegt das Radium in den Sedimenten und Böden des Altrheingebietes in einer extrem unlöslichen Form vor. Diese Einschätzung wird durch die Ergebnisse der selektiven Aufschlüsse gestützt (s. Tabelle 4-7). Damit ist die biologische Wirksamkeit des Radiums wahrscheinlich deutlich geringer als es die ICRP Modelle für orale Aufnahme von Radium beschreiben. Ähnlich wie beim Polonium könnte durch eine Detailuntersuchung für sulfatische Salze ein geringerer Dosiskoeffizient ermittelt werden. Ein solcher Dosiskoeffizient könnte helfen, die Ingestion von Ra-Sulfat realistischer zu bewerten als es die derzeitigen Modelle leisten. Da Ra-Ba-Sr-Sulfate die wichtigsten Formen von radiologisch relevanten Scales sind, wäre eine solche Ermittlung von Dosiskoeffizienten auch für die bereits in den Rückstandsregelungen der StrlSchV erfassten Materialien bedeutsam.

Tabelle 6-15: Vergleich der Ingestionsdosis von Bodenaufnahmen bei Benutzung der Dosiskoeffizienten von Po-210 gemäß BglBb und StrlSchV

	<1a	1-2a	2-7a	7-12a	12-17a	>17a
Verzehrrate Boden in g/h	-	0,050	0,030	0,006	0,006	0,006
	Aufenthalt im erlaubten Gebiet					
Aktivitätsaufnahme in Bq/a (Verzehrrate*1000 h * 0,7 Bq/g)	-	35	21	4,2	4,2	4,2
Ingestionsdosiskoeffizient Po-210 nach BglBb in Sv/Bq	5,2E-06	1,8E-06	8,8E-07	5,2E-07	3,2E-07	2,4E-07
Direktgestionsdosis Po-210 nach BglBb in mSv/a	-	0,297	0,106	0,020	0,026	0,007
Ingestionsdosiskoeffizient Po-210 nach StrlSchV /BMU 2001c/ in Sv/Bq	2,6E-05	8,8E-06	4,4E-06	2,6E-06	1,6E-06	1,2E-06
Direktgestionsdosis nach StrlSchV in mSv/a	-	0,536	0,178	0,029	0,031	0,011
Differenz Ingestionsdosis in mSv/a zwischen BglBb und StrlSchV	-	0,239	0,072	0,009	0,005	0,004
	Aufenthalt im gesamten Gebiet (mit Naturschutzgebiet)					
Aktivitätsaufnahme in Bq/a (Verzehrrate*1000 h * 1,58 Bq/g)	-	79	47,4	9,5	9,5	9,5
Ingestionsdosiskoeffizient Po-210 nach BglBb in Sv/Bq	5,2E-06	1,8E-06	8,8E-07	5,2E-07	3,2E-07	2,4E-07
Direktgestionsdosis Po-210 nach BglBb in mSv/a	-	0,590	0,210	0,041	0,054	0,014
Ingestionsdosiskoeffizient Po-210 nach StrlSchV /BMU 2001c/ in Sv/Bq	2,6E-05	8,8E-06	4,4E-06	2,6E-06	1,6E-06	1,2E-06
Direktgestionsdosis nach StrlSchV in mSv/a	-	1,155	0,384	0,063	0,071	0,023
Differenz Ingestionsdosis in mSv/a zwischen BglBb und StrlSchV	-	0,565	0,174	0,022	0,017	0,009

6.5.5 Schlussfolgerungen

Die Analyse der Parameter zur Ermittlung der Direktingestion ergab folgende methodische Hinweise:

- In den bisherigen BglBb fehlen einige Nutzungsarten, um alle real vorkommenden Flächennutzungen abdeckend zu beschreiben.
- Die Zuweisung von Beprobungstiefen für diese Flächennutzungen hat in Sedimentationsgebieten wesentlichen Einfluss auf das Untersuchungsergebnis.
- Die Boden-Aufnahmeraten der BglBb sind in Hinblick auf Untersuchungsergebnisse als realistisch einzuschätzen.
- Aufgrund der in Tabelle 6-13 und Tabelle 6-14 enthaltenen Ergebnisse sind abweichend von den BglBb auch für Kinder unter 1 a Bodeningestionen möglich. Es sollte daher geprüft werden, ob eine Berücksichtigung der Altersgruppe „< 1 a“ notwendig ist.
- Die Aufkonzentrierungsfaktoren sind in den Ableitungen zu Prüfwerten nach BBodSchV wesentlich größer als nach den BglBb. Inwieweit sich hier die unterschiedliche Beschaffenheit von Böden in den bergbaulich geprägten Gebieten, die bisher im Mittelpunkt der BglBb standen und anderen Standorten widerspiegeln, konnte an dieser Stelle nicht geklärt werden.
- Die unterschiedlichen Dosiskoeffizienten von Po-210, wie sie gemäß BglBb und den Daten des Bundesanzeigers zur StrlSchV zu verwenden sind, können in der derzeitigen Regelungsform zu Konflikten bei der Akzeptanz führen. Es ist Laien schwierig vermittelbar, dass für Bodenkontaminationen erheblich niedrigere Werte zu verwenden sind als es die StrlSchV letztlich vorschreibt. De facto führt das auch zu einer gesplitteten Modellierung gleicher Materialien, da die Anlage XII Teil D die Verwendung des Bundesanzeigers ausdrücklich vorschreibt.
- Sofern von den bisherigen Vorgaben der StrlSchV abweichende Dosiskoeffizienten in ein Regelwerk aufgenommen werden sollen, wird empfohlen auch andere chemische Bindungsformen, insbesondere sulfatische Ra-Salze daraufhin zu überprüfen, ob eine Neufestlegung von Dosiskoeffizienten angemessen ist.

6.6 Parameter zur Ermittlung der Exposition durch Ingestion lokal angebauter Nahrungsmittel

6.6.1 Berechnungsmodell der BglBb

Die effektive Jahresdosis $H_{Ing,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel wird nach den BglBb wie folgt berechnet:

$$H_{Ing,j} = \sum_n p_n U_{n,j} \sum_r (C_{n,r} - C_{n,r}^U) g_{Ing,r,j} \quad (\text{Gl. 6-13})$$

$H_{Ing,j}$: Effektive Jahresdosis für die Referenzperson j durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittels in Sv

- $C_{n,r}$: Spezifische Aktivität in Bq kg^{-1} bzw. Aktivitätskonzentration in Bq l^{-1} des Radionuklids r im Lebensmittel n
- $C_{n,r}^U$: Spezifische natürliche Untergrund - Aktivität in Bq kg^{-1} bzw. - Aktivitätskonzentration in Bq l^{-1} des Radionuklids r im Lebensmittel n .
- n : Index zur Kennzeichnung der Lebensmittel
- $n = \text{Mi}$ Milch und Milchprodukte
 - $n = \text{FI}$ Fleisch und Fleischwaren
 - $n = \text{Fi}$ Fischfleisch
 - $n = \text{Bl}$ Blattgemüse
 - $n = \text{Pf}$ Pflanzliche Produkte außer Blattgemüse
 - ($n = \text{W}$ Trinkwasser)
 - ($n = \text{MM}$ Muttermilch)
 - ($n = \text{SM}$ Säuglingsmilchnahrung)
- p_n : Anteil an lokaler Produktion des Lebensmittels n am Jahresverbrauch, dimensionslos
- $U_{n,j}$: Jahresverbrauch des Lebensmittels n durch die Referenzperson j in kg (in l für $n = \text{W}$)
- $g_{\text{ing},r,j}$: Ingestionsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv Bq^{-1}

Bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion sind folgende Radionuklide zu berücksichtigen: U-238, U-234, Th-230, Ra-226, Pb-210, Po-210, U-235, Pa-231 und Ac-227, sowie ggf. Th-232, Ra-228 und Th-228.

Die Benennung der Nuklide in der Aufzählung ist aber auch nicht zwingend als Vorgabe zu verstehen, nach der alle genannten Nuklide zu bestimmen sind. Die Berücksichtigung kann auch mit anderen realistisch-plausiblen oder konservativen Annahmen durchgeführt werden. Die dabei festzustellenden Zusammenhänge werden im nächsten Kapitel diskutiert.

Die Wirkung von Verzehraten und Transferfaktoren wird anschließend betrachtet. Dabei werden von den oben aufgeführten Lebensmitteln Trinkwasser, Muttermilch und Säuglingsnahrung ausgeklammert. Trinkwasser wird in den Kapiteln 6.8 und 6.9 mit diskutiert.

6.6.2 Spezifische Aktivitäten

Zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Verzehr von lokal angebauten Nahrungsmitteln können unterschiedliche Messgrößen herangezogen werden. In Tabelle 6-16 wurden diese Messgrößen so geordnet, dass bei einer tatsächlichen Bestimmung (also nicht nur „< NWG“) der Messgröße 1 in der Regel die geringste Konservativität in den Abschätzungen vorkommt. Kann andererseits nur das primär kontaminierte Umweltmedium Wasser oder Boden (Messgröße „3“) untersucht werden, sind die Transferschritte bis zur Nahrung durch Modellierungen zu beschreiben. Im Folgenden wird anhand von Untersuchungsergebnissen der Modellgebiete geprüft, welche Wirkungen auf die modellierte Exposition bei Bestimmung welcher Messgrößen auftreten.

Tabelle 6-16: Transferpfade und Messgrößen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Verzehr von lokal angebauten Nahrungsmitteln

Nahrungsmittel	Transferpfad	Messgrößen 1	Messgrößen 2	Messgrößen 3
Fischfleisch	Wasser - Fisch	Spezifische Aktivität von Fischfleisch		Aktivitätskonzentration Oberflächenwasser
Nahrungspflanzen	Boden – Pflanze	Spezifische Aktivität von Pflanzenmaterial		Spezifische Aktivität des Bodens gemittelt über die Wurzelzone
	Beregnungswasser – Pflanze	Spezifische Aktivität von Pflanzenmaterial		Aktivitätskonzentration Beregnungswasser
	Boden – Luft (Staub) – Pflanze	Spezifische Aktivität von Pflanzenmaterial		Spezifische Aktivität Boden
Milch, Fleisch	Boden – Futterpflanze – Tier (Fleisch oder Milch)	Spezifische Aktivität von Fleisch, Milch	Spezif. Aktivität Pflanzenmaterial	Spezifische Aktivität Boden
	Beregnungswasser – Futterpflanze – Tier (Fleisch oder Milch)			
	Boden – Luft (Staub) - Futterpflanze – Tier (Fleisch oder Milch)	Spezifische Aktivität von Fleisch, Milch	Spezif. Aktivität Pflanzenmaterial	Spezifische Aktivität Boden
	Wasser (Viehtränke) – Tier – Fleisch oder Milch	Spezifische Aktivität von Fleisch, Milch		Aktivitätskonzentration Tränkwasser

Modellgebiet Rheinberg

Für die Ermittlung der Exposition durch lokal angebaute Nahrungsmittel standen in einer ersten Arbeitsphase /HGN 05/ nur Daten zu Messgrößen „3“ lt. Tabelle 6-16 zur Verfügung. In einer zweiten Bearbeitungsphase /HGN 06/ wurden folgende Messgrößen zusätzlich erhoben:

- Messgrößen 1: Spezifische Aktivität von Fischfleisch (Alande, Aal)
Spezifische Aktivität von Wildfleisch (Kaninchen und Nutria)
- Messgrößen 2: Spezifische Aktivität von Weidegras

Die BglBb sehen eine Berücksichtigung von Wildfleisch nicht explizit vor, daher wurden die Messwerte für Wildfleisch nicht weiter verwendet. Durch die in die Auswertungen der 2. Bearbeitungsphase eingehenden Messgrößen 1 und 2 ist grundsätzlich ein höherer Grad an Realismus in den Expositionsdaten möglich. In Tabelle 6-17 sind die berechneten Ingestionsdosen der Bearbeitungsphase 1 und 2 vergleichend dargestellt. Eine deutliche Reduzierung der Ingestionsdosis ist für die Pfade Verzehr von Milch und Fisch festzustellen. Durch die Verwendung der Messwerte Weidegras und Fischfleisch werden die modellierten Dosiswerte bei Milch um ca. 50 %, bei Fisch um ca. 90 % verringert.

Außerdem wurden in der zweiten Bearbeitungsphase die bis dahin nur gammaspektrometrisch gemessenen Pb-210-Aktivitäten im Wasser durch LSC-Messungen ergänzt. Dadurch konnte die Bestimmungsgrenze von Pb-210 von durchschnittlich 300 mBq/l auf ca. 10 mBq/l abgesenkt werden. Die reduzierten spezifischen Pb-210-Aktivitäten im Beregnungswasser bewirken eine geringfügige Abnahme der Ingestionsdosis durch Obst- und Gemüseverzehr. Ebenso ergibt sich ein geringfügiger Einfluss durch Beregnungswasser auf die Exposition über die Produkte Milch und Fleisch.

Tabelle 6-17: Vergleich Ingestionsdosen berechnet auf der Grundlage unterschiedlicher Messgrößen

Rheinberg, erlaubtes Gebiet		Effektive Dosis pro Jahr in mSv						Ursachen für Dosis-änderung
Pfad \ Altersklasse		<1a	1-2a	2-7a	7-12a	12-17a	>17a	
Milch	Phase 1	0,108	0,080	0,048	0,055	0,080	0,012	Aktivität Weidegras (Pb-210 Aktivität Beregnungswasser)
	Phase 2	0,059	0,047	0,028	0,029	0,039	0,006	
Fleisch	Phase 1	0,024	0,018	0,036	0,032	0,032	0,020	Pb-210 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,021	0,018	0,035	0,029	0,025	0,018	
Fisch	Phase 1	0,024	0,035	0,020	0,021	0,019	0,018	Aktivität Fischfleisch
	Phase 2	0,002	0,003	0,001	0,002	0,002	0,001	
Obst	Phase 1	0,286	0,126	0,104	0,088	0,088	0,017	Pb-210 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,281	0,121	0,100	0,085	0,085	0,017	
Wurzel-gemüse	Phase 1	0,343	0,112	0,072	0,075	0,081	0,027	Pb-210 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,337	0,108	0,070	0,072	0,078	0,026	
Blatt-gemüse	Phase 1	0,034	0,017	0,011	0,012	0,016	0,006	Pb-210 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,034	0,016	0,011	0,012	0,016	0,006	
Gemüse	Phase 1	0,057	0,047	0,048	0,047	0,021	0,020	Pb-210 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,056	0,046	0,046	0,046	0,050	0,019	

Phase 1: Verwendung von Aktivitätsmesswerten Boden und Wasser, höhere Pb-210-Aktivität im Wasser

Phase 2: Verwendung von Aktivitätsmesswerten Weidegras und Fischfleisch

Die Absenkung der Nachweisgrenzen und damit der Modellkonzentrationen für das Radionuklid Pb-210 ergaben zwar nur geringfügige Einflüsse auf die Ingestionsdosis, für Ra-228 sind jedoch aufgrund der höheren Dosiskoeffizienten größere Unterschiede festzustellen. In Tabelle 6-18 sind die Ingestionsdosen für eine Ra-228-Konzentration von 100 mBq/l für die Bearbeitungsphase 1 dargestellt (zusätzlich zu den Änderungen in Tabelle 6-17), während in der Bearbeitungsphase 2 durch Minderung der Nachweisgrenzen 9 mg/l verwendet wurde.

Tabelle 6-18: Vergleich Ingestionsdosen berechnet auf der Grundlage unterschiedlicher Messgrößen mit veränderter Ra-228-Konzentration im Wasser

Rheinberg, erlaubtes Gebiet		Effektive Dosis pro Jahr in mSv						Ursachen für Dosis-änderung
Pfad \ Altersklasse		<1a	1-2a	2-7a	7-12a	12-17a	>17a	
Milch	Phase 1	0,150	0,108	0,064	0,075	0,108	0,014	Aktivität Weidegras Ra-228 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,059	0,047	0,028	0,029	0,039	0,006	
Fleisch	Phase 1	0,026	0,018	0,038	0,034	0,036	0,020	Ra-228 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,021	0,018	0,035	0,029	0,025	0,018	
Fisch	Phase 1	0,027	0,039	0,022	0,025	0,025	0,019	Aktivität Fischfleisch
	Phase 2	0,002	0,003	0,001	0,002	0,002	0,001	
Obst	Phase 1	0,328	0,140	0,116	0,102	0,106	0,019	Ra-228 Aktivität Beregnungswasser
	Phase 2	0,281	0,121	0,100	0,085	0,085	0,017	

Rheinberg, erlaubtes Gebiet		Effektive Dosis pro Jahr in mSv						Ursachen für Dosisänderung
Pfad \ Altersklasse		<1a	1-2a	2-7a	7-12a	12-17a	>17a	
Wurzel-gemüse	Phase 1	0,394	0,124	0,081	0,087	0,097	0,029	Ra-228 Aktivität Berechnungswasser
	Phase 2	0,337	0,108	0,070	0,072	0,078	0,026	
Blatt-gemüse	Phase 1	0,039	0,019	0,013	0,014	0,019	0,007	Ra-228 Aktivität Berechnungswasser
	Phase 2	0,034	0,016	0,011	0,012	0,016	0,006	
Gemüse	Phase 1	0,066	0,053	0,054	0,055	0,062	0,021	Ra-228 Aktivität Berechnungswasser
	Phase 2	0,056	0,046	0,046	0,046	0,050	0,019	

Phase 1: Verwendung von Aktivitätsmesswerten Boden und Wasser, höhere Pb-210 und Ra-228-Aktivität im Wasser

Phase 2: Verwendung von Aktivitätsmesswerten Weidegras und Fischfleisch

Die Unterschiede in der Exposition zwischen den beiden Bearbeitungsphasen zeigen am praktischen Beispiel, wie sensitiv Parameter in die Modelle eingehen. Es wird deutlich, wie wichtig Bestimmungen der Messgrößen „1“ oder „2“ für eine realistische Ermittlung von Strahlenexpositionen sein können. Die messtechnische Bestimmung der Messgrößen „1“ und „2“ ist allerdings aufgrund der geringen Aktivitätsniveaus und nur begrenzter Mengen an Probenmaterial schwierig zu realisieren. Die in der Laborpraxis erreichten Nachweisgrenzen waren für die Bestimmung von U-238, Pb-210 und Ra-228 in den in dieser Studie untersuchten Proben deshalb häufig noch zu hoch. Andere laut BglBb zu berücksichtigende Nuklide (Th-230, U-234, Pa-231, Ac-227) konnten mit der hier genutzten Gammaskopimetrie gar nicht bestimmt werden.

Da die Gewinnung und Analytik von Bioproben in der Regel mit großem Aufwand verbunden ist, erwies sich die Repräsentativität dieser Proben als durchaus schwierig zu beurteilen. Hier kann es helfen, wenn unter Rückgriff auf Messgrößen „3“ und die Transfermodelle der BglBb Abschätzungen stattfinden, mit denen die Repräsentanz der Messwerte für Bioproben zumindest auf dem Niveau einer Plausibilitätsprüfung beurteilt werden kann.

Ein weiterer bei der Expositionsermittlung über Nahrung zu beachtender Effekt betrifft das radioaktive Gleichgewicht in den Zerfallsreihen. Da in Bioproben von einem gestörten radioaktiven Gleichgewicht in den Zerfallsreihen auszugehen ist (s. auch Bericht I, Tabelle 4.3-3 Messergebnisse von Aschen und Schlacken der Holzverbrennung), führt eine „Auffüllung“ nicht messbarer/gemessener Radionuklide bis in ein Aktivitätsgleichgewicht mit Vorgängernukliden zu einer Überschätzung der tatsächlichen Exposition. Vor allem solche Nuklide wie Th-230, Po-210 oder Th-232, Th-228 können bei einfacher „Auffüllung“ die rechnerische Exposition beträchtlich erhöhen.

Um eine orientierende Einschätzung der Ungleichgewichte in den Zerfallsreihen vornehmen zu können, sind in Tabelle 6-19 die auf Ra-226 bzw. Ra-228 normierten Aktivitätsverhältnisse von Nahrungsmitteln nach /UNS 00/ zusammengestellt. Dabei sind einige offensichtlich typische Verteilungsmuster zu erkennen. In den meisten Nahrungsmitteln ist die spezifische Aktivität von Th-Isotopen deutlich geringer als die von Uran und Radium. Hier reflektiert sich die geringe Wasserlöslichkeit von Thorium, die einen Transport in die Pflanzen (und damit auch die Tiere) einschränkt. Eine gewisse Ausnahme ist das Blattgemüse, bei dem von einer staubgetragenen Nuklidzufuhr auszugehen ist. Andererseits führt die atmosphärische Deposition von Pb-210 zu einer Anreicherung von Pb-210 gerade im Blattgemüse.

Tabelle 6-19: Aktivitätsverhältnisse natürlicher Radionuklide in Nahrungsmitteln. Datenbasis /UNS 00/

Nahrungsmittel	U-238/Ra-226	Th-230/Ra-226	Pb-210/Ra-226	Po-210/Ra-226	Th-232/Ra-228	Th-228/Ra-228
Milchprodukte	0,20	0,10	3,00	3,00	0,06	0,06
Fleischprodukte	0,13	0,13	5,33	4,00	0,10	0,10
Getreideprodukte	0,25	0,13	0,63	0,75	0,05	0,05
Blattgemüse	0,40	0,40	1,60	2,00	0,35	0,38
Wurzelgemüse und Obst	0,10	0,02	1,00	1,33	0,03	0,03
Fischprodukte	0,30	0,10	2,00	20,00		

Zur realistischen Festsetzung von Nuklidvektoren in Nahrungsmitteln könnten mittlere Ungleichgewichte (Aktivitätsverhältnissen) von schwierig zu bestimmenden Nukliden als Referenzwerte in die Berechnungsgrundlagen aufgenommen werden. Ein anderer Weg könnte darin bestehen, über Transfermodelle ausgehend von Messgrößen „3“ die vollständige Nuklidzusammensetzung der Nahrungsmittel abzuschätzen.

6.6.3 Relevanz von Nahrungsmitteln

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Der nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau angegebene Jahresverbrauch von Referenzpersonen enthält Tabelle 6-20.

Tabelle 6-20: Jahresverbrauch U_{nj} der Referenzperson j für verschiedene Lebensmittel nach BglBb

Lebensmittel	Jahresverbrauch U_{nj}					
	≤ 1 a	1 - 2 a	2 - 7 a	7 - 12 a	12 -17 a	> 17 a
Trinkwasser	55 l	65 l	250 l	440 l	440 l	440 l
Fisch (Süßwasser)	0,5 kg	3 kg	3 kg	4,5 kg	5 kg	7,5 kg
Säuglingsmilchnahrung oder Muttermilch	185 kg	-	-	-	-	-
Milch (einschließlich Milchprodukte)	45 kg	125 kg	160 kg	170 kg	170 kg	130 kg
Fleisch (einschließlich Fleischwaren)	5 kg	13 kg	50 kg	65 kg	80 kg	90 kg
Pflanzliche Produkte davon entfallen auf:	75 kg	138 kg	227 kg	259 kg	271 kg	253 kg
- Getreide, Getreideprodukte	12 kg	30 kg	80 kg	95 kg	110 kg	110 kg
- Frischobst, Obstprodukte, Säfte	25 kg	45 kg	65 kg	65 kg	60 kg	35 kg
- Kartoffeln, Wurzelgemüse, Säfte	30 kg	40 kg	45 kg	55 kg	55 kg	55 kg
- Blattgemüse	3 kg	6 kg	7 kg	9 kg	11 kg	13 kg
- Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte	5 kg	17 kg	30 kg	35 kg	35 kg	40 kg

Nach BglBb ist in der Regel davon auszugehen, dass der jährliche Verzehr landwirtschaftlicher Produkte (Fisch, Milch- und Milchprodukte, Fleisch- und Fleischwaren, Blattgemüse, sonstige pflanzliche Produkte) nur zu 25 % durch Lebensmittel abgedeckt wird, die kontaminiert sind (Anteil an lokaler Produktion).

Literatur

Die in Anlage VII Teil B StrISchV angesetzten Verzehrdaten sind in der Tabelle 6-21 enthalten. Sie unterscheiden sich von den Daten der BglBb hinsichtlich des Trinkwassers, Säuglingsmilch/Muttermilch und Milch/Milchprodukte. Dabei sind die Daten nach StrISchV für die Altersgruppe 1-2 a höher als in den Berechnungsgrundlagen, für die anderen Altersgruppen gleich oder niedriger. Weitere Ausführungen zum Trinkwasser erfolgen in Kapitel 6.7 und 6.8.

Tabelle 6-21: Jahresverbrauch $U_{n,j}$ der Referenzperson j für verschiedene Lebensmittel nach StrISchV

Lebensmittel	Jahresverbrauch $U_{n,j}$					
	≤ 1 a	1 - 2 a	2 - 7 a	7 - 12 a	12 -17 a	> 17 a
Trinkwasser	55 l	100 l	100 l	150 l	200 l	350 l
Fisch (Süßwasser)	0,5 kg	3 kg	3 kg	4,5 kg	5 kg	7,5 kg
Säuglingsmilchnahrung oder Muttermilch	145 kg	-	-	-	-	-
Milch (einschließlich Milchprodukte)	45 kg	160 kg	160 kg	170 kg	170 kg	130 kg
Fleisch (einschließlich Fleischwaren)	5 kg	13 kg	50 kg	65 kg	80 kg	90 kg
Pflanzliche Produkte davon entfallen auf:	75 kg	138 kg	227 kg	259 kg	271 kg	253 kg
- Getreide, Getreideprodukte	12 kg	30 kg	80 kg	95 kg	110 kg	110 kg
- Frischobst, Obstprodukte, Säfte	25 kg	45 kg	65 kg	65 kg	60 kg	35 kg
- Kartoffeln, Wurzelgemüse, Säfte	30 kg	40 kg	45 kg	55 kg	55 kg	55 kg
- Blattgemüse	3 kg	6 kg	7 kg	9 kg	11 kg	13 kg
- Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte	5 kg	17 kg	30 kg	35 kg	35 kg	40 kg

Die bereits in Kapitel 6.1 benannte Verzehrsstudie für Kleingärten im Rhein-Ruhr-Gebiet /LUA 98/ erbrachte die in der folgenden Tabelle enthaltenen Ergebnisse.

Tabelle 6-22: Jahresverbrauch für Gemüse und Obst eines Kleingärtners nach /LUA 98/

	Gemüse	Obst
Eigenanteil Kleingarten	53 kg	22,7 kg
Gesamt (mit Zukauf)	118,6 kg	42 kg
Prozentualer Anteil des Eigenanbaus	47,5 %	54 %

Die ermittelten jährlichen Verzehrsmengen von 119 kg Gemüse und 42 kg Obst zeigen gute Übereinstimmungen zu den BglBb (108 kg bzw. 35 kg). Der Anteil des Eigenanbaus liegt mit ca. 50 % deutlich über dem Wert von 25 %, der in der BglBb als Regelfall angesetzt wird.

Modellgebiete Oranienburg und Rheinberg

Für die hier betrachteten Gebiete ist eine Erzeugung von Fleisch und Milch auf den Weideflächen am Altrhein gegeben. Da nach Auskunft von Anwohnern die Kühe auch Wasser des Altrheins trinken, ist der Pfad Wasser – Kuh – Milch und der Pfad Wasser – Kuh – Fleisch als realistischer Pfad zu bewerten.

In beiden Modellgebieten ist eine Gartennutzung realistisch. Als Ausbreitungspfad für Kontaminationen ist vor allem der Beregnungspfad zu beachten. Im Gebiet Oranienburg gibt es auch die Möglichkeit, dass eine derartige Nutzung auf kontaminierten Flächen stattfindet. Diese Flächen wurden allerdings in der vorliegenden Arbeit nicht gezielt untersucht, so dass in dieser Arbeit nur allgemeine Prüfungen dieses Sachverhaltes möglich sind.

Eine Produktion von Getreide auf kontaminierten Flächen oder auch eine großflächige Beregnung solcher Flächen mit kontaminiertem Wasser ist für beide untersuchte Flächen als nicht realistisch einzuschätzen. Im Gebiet Rheinberg grenzen zwar im Süden landwirtschaftliche Flächen mit Getreideanbau an das Überschwemmungsgebiet an, diese Flächen selbst sind aber durch Deichanlagen nicht von Hochwässern betroffen und damit (abgesehen von kleineren Senkungsflächen an Gräben) völlig unkontaminiert. Daneben ist unter den Bedingungen in Deutschland eine Getreideproduktion, die signifikante Anteile des Jahresverbrauches von Personen liefern soll, nur bedingt als „lokale Produktion“ realistisch. Die Einbeziehung von Getreide in die Nahrungspfade bei NORM-Altlasten sollte daher geprüft werden.

Der Verzehr von Fisch aus dem Rheinberger Altrhein ist trotz des dort herrschenden Angelverbots nach Auskunft von Anwohnern (und dokumentiert durch Fotos) realistisch. Auch die Oranienburger Havel (oder anderen Gewässern in Oranienburg, die Kontaminationsflächen berühren) sind für den Fang von Fischen grundsätzlich zu betrachten. Dabei zeigen allerdings die praktischen Erfahrungen (s. Kapitel 6.6.5 und 6.8), dass relevante Expositionen bei den hier untersuchten Gewässern und Kontaminationen nicht zu erwarten sind. Vielmehr ist es methodisch äußerst schwierig, die tatsächlich altlastenbedingte Kontamination von Fischfleisch von den Hintergrundwerten abzugrenzen. Das wird z.B. deutlich bei den Messwerten der Fische aus Referenzgewässern im Niederrheingebiet, die eher höher als die aus dem kontaminierten Altrhein ausfallen (Tabelle 4-5), aber auch an den Wasserdaten der Havel im Gebiet Lindenring (Tabelle 3-12), bei denen in Anstrom zum Kontaminationsgebiet eine Uranbelastung zu erkennen ist, im Abstrom aber nicht.

Aus diesem Grunde sollte geprüft werden, ob der Expositionspfad Fischverzehr für NORM-Altlasten wegfallen oder zumindest auf eindeutig und gut nachweisbar kontaminierte Gewässer eingeschränkt werden kann.

Die ursprünglichen Verzehrswerten der BglBb enthalten vorläufige Daten, die auf Grundlage neuerer Untersuchungen zu den Verzehrswerten durch die StrlSchV von 2001 verbindlich anders festgelegt wurden. Daher basieren die im Kapitel 6.6 im Weiteren aufgeführten Ingestionsdosen, die zur Betrachtung der Variation der Eingangsparameter dienen, auf den Verzehrsmengen nach StrlSchV.

6.6.4 Transferfaktoren

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Die Transferfaktoren für Weidepflanzen (Wd), Pflanzen ohne Blattgemüse (Pf) und Blattgemüse (BI) berücksichtigen nicht nur die Aufnahme von Radionukliden über die Wurzeln, sondern auch durch oberirdische Pflanzenteile aufgrund lokaler Kontamination.

Tabelle 6-23: Transferfaktoren $T_{n,r}$ für Weidegras und Lebensmittel sowie Konzentrationsfaktoren $T_{Fi,r}$ für Fischfleisch für das Radionuklid r

Element	$T_{Wd,r}$	$T_{BI,r}; T_{Pf,r}$	$T_{Mi,r}$	$T_{Fi,r}$	$T_{MM,r}$	$T_{Fi,r}$
	[Bq kg ⁻¹ (FM)/Bq kg ⁻¹ (TM)]		[d kg ⁻¹]	[d kg ⁻¹]	[d kg ⁻¹]	[l kg ⁻¹]
U	3,0E-03	3,0E-03	5,0E-04	4,0E-04	1,0E-02	2,0E+00
Pa	3,0E-03	3,0E-03	5,0E-06	5,0E-03	1,0E-04	3,0E+01
Th	2,0E-03	5,0E-04	5,0E-06	2,0E-04	1,0E-04	3,0E+01
Ac	3,0E-03	3,0E-03	2,0E-05	3,0E-03	5,0E-04	3,0E+01
Ra	1,0E-02	5,0E-03	3,0E-03	9,0E-04	8,0E-02	1,0E+01
Pb	1,0E-02	7,0E-03	3,0E-04	4,0E-04	5,0E-02	6,0E+01
Po	1,0E-02	5,0E-03	3,0E-04	5,0E-03	8,0E-03	3,0E+02

Literatur

Eine der umfangreichsten neueren Zusammenstellungen radioökologischer Parameter ist die von Robertson et al. (2003) /ROB 03/. Ein daraus entstandenes Kompendium von Staven et al. (2003) /STA 03/ fasst Transferfaktoren für landwirtschaftliche Produkte und Tierprodukte zusammen. Diese Autoren legen besonderen Wert darauf, die Bezüge der Transferfaktoren bzgl. Frisch- und Trockenmasse klar herauszustellen. Alle Transferfaktoren für Pflanzen werden relativ zur Trockenmasse von Pflanze und Boden, für Fleisch, Milch und Wasserpflanzen relativ zu Frischmasse oder Frischvolumen (Milch) angegeben. Die empfohlenen Werte für den Transfer von Uran, Radium, Thorium und Blei sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Tabelle 6-24: Konversions- und Transferfaktoren für Uran, Radium, Thorium und Blei nach /STA 03/

Transfer in	Konversionsfaktoren ¹ [kg TM/kg FM]	Transferfaktoren ²	Uran	Radium	Thorium	Blei
Blattgemüse	0,2	Bq/kg Blattgemüse pro Bq/kg Boden	0,0083	0,049	0,0018	0,01
Obst	0,18	Bq/kg Obst pro Bq/kg Boden	0,004	0,0061	0,00025	0,01
Wurzelgemüse	0,25	Bq/kg Wurzelgemüse pro Bq/kg Boden	0,012	0,002	0,00033	0,006
Getreide	0,91	Bq/kg Getreide pro Bq/kg Boden	0,0013	0,0012	0,000034	0,0047
Rindfleisch	-	Bq/kg Muskelfleisch pro Bq/d Aufnahme	0,0003	0,0009	0,00004	0,0004
Geflügelfleisch	-	Bq/kg Muskelfleisch pro Bq/d Aufnahme	1	0,03	0,006	0,8
Milch	-	Bq/l Milch pro Bq/d Aufnahme	0,0004	0,0013	0,000005	0,00026
Eier	-	Bq/kg Eier pro Bq/d Aufnahme	1	0,31	0,004	1
Süßwasserfisch	-	Bq/kg Muskelfleisch pro Bq/l Aufnahme	10	50	100	300

1 Faktor für die Umrechnung von Trocken- zu Frischmasse

2 bezogen auf TM Pflanze und TM Boden

Modellgebiet Rheinberg

Die Ableitung von standorttypischen Transferfaktoren erfolgt aus den Messgrößen der spezifischen Aktivität.

Der Boden-Pflanzen-Transferfaktor ist definiert als:

$$TF_r = \frac{\text{spezifische Aktivität des Nuklids } r \text{ in Bq/kg der Pflanze}}{\text{spezifische Aktivität des Nuklids } r \text{ in Bq/kg im Boden}}$$

Tabelle 6-25: Ermittlung von Transferfaktoren für Weidegras

	Pb-210	Ra-226	Ra-228	Th-228	U-238
Spez. Akt. Weidefläche 1 [Bq/kg]	38,7	45,5	43	43,2	42,2
Spez. Akt. Weidefläche 2 [Bq/kg]	46,5	47,6	44,6	44,4	34,6
Spez. Akt. Weidegras [Bq/kg]	1,324	0,239	0,245	0,1	0,133
Transferfaktor für Weidefläche 1 [-]	0,034	0,005	0,0057	0,0057	0,0032
Transferfaktor für Weidefläche 2 [-]	0,029	0,005	0,0055	0,0055	0,0038
Vergleich mit Literaturwerten					
/VAH 04/	0,1	0,007	0,011	0,008	0,009
BglBb	0,01	0,01	0,01	0,002	0,003
/AVV 03/	0,08	0,03	0,03	0,01	0,05

Die ermittelten Transferfaktoren Boden-Pflanzen zeigen gute Übereinstimmungen mit den Literaturwerten. Gegenüber den BglBb sind die ermittelten Transferfaktoren für Pb-210 und Th-228 leicht erhöht.

Der Konzentrationsfaktor für das Radionuklid r im Fischfleisch ergibt sich zu:

$$TF_r^{Fisch} = \frac{\text{spezifische Aktivität des Nuklids } r \text{ in Bq/kg im Fischfleisch}}{\text{Aktivitätskonzentration des Nuklids } r \text{ in Bq/l im Wasser}}$$

Tabelle 6-26: Ermittlung von nuklidspezifischen Konzentrationsfaktoren für Fischfleisch

	Pb-210	Ra-226	Ra-228	Th-228	U-238
Spez. Akt. Fischprobe Fossa [Bq/kg]	0,152	0,015	0,052	0,013	0,124
Spez. Akt. Fischprobe Altrhein [Bq/kg]	0,22	0,022	0,076	0,01	0,179
Spez. Akt. Fischprobe Referenz [Bq/kg]	0,332	0,018	0,087	0,017	0,212
Aktivitätskonzentration Fossa [Bq/l]	0,01	0,036	0,021	0,014	0,07
Aktivitätskonzentration Altrhein [Bq/l]	0,01	0,025	0,016	0,013	0,08
Aktivitätskonzentration Referenz [Bq/l]	0,01	0,013	0,007	0,012	0,02
Transferfaktor Fossa [Bq/kg pro Bq/l]	15	0,42	2,5	0,93	1,8
Transferfaktor Altrhein [Bq/kg pro Bq/l]	22	0,88	4,8	0,77	2,2
Transferfaktor Referenz [Bq/kg pro Bq/l]	33	1,4	12	1,42	10,6
Vergleich mit Literaturwerten					
BglBb	60	10	10	30	2
/AVV 03/	60	10	10	30	2
/STA 03/	300	50	50	100	10

Die ermittelten Konzentrationsfaktoren für Fischfleisch liegen weitgehend im Bereich der Literaturwerte. Für Th-228 wurden gegenüber den Literaturangaben deutlich geringere Konzentrationsfaktoren ermittelt.

6.6.5 Effektive Jahresdosis durch Verzehr von lokal angebauten Nahrungsmitteln

Modellgebiet Oranienburg

Unter Verwendung der standorttypischen Daten (Kapitel 3.9) wurde als allgemeine Sensitivitätsbetrachtung die effektive Jahresdosis durch den Verzehr von lokal angebauten Nahrungsmitteln berechnet. In dem Modell wurde angenommen, dass auf Flächen, die mit den in Kapitel 3.9 beschriebenen Aktivitäten kontaminiert sind, eine lokale Produktion von Nahrungsmitteln stattfindet. Diese Annahme ist für die konkret in dieser Arbeit untersuchten Flächen nicht zutreffend. Allerdings sind andere Flächen im Stadtgebiet vorhanden, auf denen solche Nutzungen grundsätzlich stattfinden können (Gebiet „Eden“). Die unter Nutzung der Transfermodelle der BglBb ermittelten Expositionen über Nahrungsmittel sind in Tabelle 6-27 zusammengestellt. Sie liegen in der Summe bei deutlich über 1 mSv/a und erreichen für die Altersgruppe < 1a nahezu 10 mSv/a. Wie der Vergleich der Ergebnisse mit und ohne Beregnung zeigt, hat die Verwendung von kontaminierten Beregnungswasser (Grundwasser) einen vergleichsweise geringen Einfluss. Im Wesentlichen bestimmt die Aktivität des Bodens auf dem die Pflanzen wachsen die Höhe der Ingestionsdosis (siehe Tabelle 6-27).

Tabelle 6-27: Einfluss der Beregnung auf die Ingestionsdosis^{a)} durch Nahrungsmittel - Oranienburg

Oranienburg		Effektive Dosis pro Jahr in mSv					
Pfad \ Altersklasse		<1a	1-2a	2-7a	7-12a	12-17a	>17a
Obst	mit Beregnung	4,038	1,510	1,270	1,276	1,466	0,167
	ohne Beregnung	4,010	1,498	1,259	1,266	1,455	0,166
Wurzel- gemüse	mit Beregnung	4,846	1,342	0,879	1,079	1,344	0,263
	ohne Beregnung	4,812	1,331	0,872	1,071	1,334	0,260
Blatt- gemüse	mit Beregnung	0,485	0,201	0,137	0,177	0,269	0,062
	ohne Beregnung	0,481	0,200	0,136	0,175	0,267	0,061
Gemüse	mit Beregnung	0,808	0,570	0,586	0,687	0,855	0,191
	ohne Beregnung	0,802	0,566	0,581	0,682	0,849	0,189

^{a)} ohne Untergrundabzug

Modellgebiet Rheinberg

Die radiologische Relevanz des Expositionspfades Verzehr von lokal angebauten Nahrungsmitteln wurde mit den standorttypischen Daten (Kapitel 4.7) und den Modellannahmen nach Tabelle 6-28 geprüft. Die summierte Ingestionsdosis für die Altersgruppe < 1 a beträgt 0,65 mSv/a ohne und 0,79 mSv/a mit Beregnung. Dabei wurde für den ackerbaulich genutzten Boden die Untergrundaktivität nach BglBb angesetzt, so dass sich keine wesentlich erhöhte Ingestionsdosis ergibt. Nur für die Weideflächen am Rheinberger Altrhein, die bis zum Ufer reichen, wurde eine erhöhte spezifische Aktivität im Boden angesetzt (s. Proben WF U in Tabelle 4-1).

Tabelle 6-28: Modellierung der Ingestion lokal erzeugter Nahrungsmittel im Gebiet Rheinberger Altrhein

Pfad	Annahmen für Gebiet Altrhein	Anmerkungen zu Konservativitäten und Realismus
Viehweide (Milch, Fleisch)	Milch und Fleisch stammen von Kühen, die auf der Weide am Altrhein gehalten werden. Die Bodenkontamination im Uferbereich geht anteilig als Flächenbelastung ein.	Durch die Verwendung von Messdaten für Weidegras und die Berücksichtigung der Bodenkontamination im Uferbereich ist die Modellierung realistisch. Die Messwerte des Grases fallen in Relation zu Vergleichswerten der Literatur /VAHV 04/ relativ hoch aus.
Viehtränke – Milch / Fleisch	Für Kühe wird ausschließlich die Viehtränke aus dem Altrhein angenommen.	Die Annahme ist konservativ, da auf der Weide andere Wasserversorgungen vorhanden sind und eine ausschließliche Tränke mit Altrheinwasser wegen der hohen Salzfrachten nicht realistisch ist. Die rechnerisch modellierte Belastung des Pfades Viehtränke - Milch ist daher bei stärker realitätsbezogener Betrachtung entbehrlich. Ihr Beitrag zur Dosis des 1-2 jährigen ist allerdings mit 0,001 mSv/a vernachlässigbar.
Beregnung – (Obst, Wurzelgemüse, Blattgemüse, Gemüse)	Das Wasser des Altrheins wird als ausschließliches Beregnungswasser für die Weide das der Brunnen als ausschließliches Beregnungswasser für den Kleingarten genutzt.	Die modellierten Nutzungen sind konservativ, da beide Wässer wegen der hohen Salzfrachten für die Beregnung von Pflanzen auf Dauer nicht geeignet sind.
Fischverzehr	25 % des gesamten Fischverzehrs werden als aus dem Altrhein stammend angenommen	Da die Abschätzung der potentiellen Exposition durch Fischverzehr auf Messwerten aufbaut, resultieren Konservativitäten aus den relativ hohen Nachweisgrenzen der Messungen, die statt der real niedrigeren Aktivitäten verwendet wurden. Die Modellrechnungen nehmen weiterhin keinen Kredit von der Fußnote der StrSchV, dass der Anteil von Süßwasserfisch in Deutschland im Mittel nur 17 % des gesamten Fischverzehrs ausmacht. Eine realistische Einschätzung der Verzehraten kann wahrscheinlich von noch weniger Fischverzehr aus den untersuchten Gewässern ausgehen.

Tabelle 6-29: Einfluss der Beregnung auf die Ingestionsdosis^{a)} durch Nahrungsmittel - Rheinberg

Rheinberg, erlaubtes Gebiet		Effektive Dosis pro Jahr in mSv					
Pfad \ Altersklasse		<1a	1-2a	2-7a	7-12a	12-17a	>17a
Milch	mit Beregnung	0,059	0,047	0,028	0,029	0,039	0,006
	ohne Beregnung	0,057	0,046	0,027	0,029	0,038	0,006
Fleisch	mit Beregnung	0,021	0,018	0,035	0,029	0,025	0,018
	ohne Beregnung	0,021	0,018	0,034	0,028	0,025	0,017
Fisch	mit Beregnung	0,002	0,003	0,001	0,002	0,002	0,001
	ohne Beregnung	0,002	0,003	0,001	0,002	0,002	0,001
Obst	mit Beregnung	0,281	0,121	0,100	0,085	0,085	0,017
	ohne Beregnung	0,225	0,108	0,087	0,074	0,075	0,013
Wurzelgemüse	mit Beregnung	0,337	0,108	0,070	0,072	0,078	0,026
	ohne Beregnung	0,269	0,096	0,060	0,063	0,069	0,021
Blattgemüse	mit Beregnung	0,034	0,016	0,011	0,012	0,016	0,006
	ohne Beregnung	0,027	0,014	0,009	0,010	0,014	0,005
Gemüse	mit Beregnung	0,056	0,046	0,046	0,046	0,050	0,019
	ohne Beregnung	0,045	0,041	0,040	0,040	0,044	0,015

^{a)} ohne Untergrundabzug

6.6.6 Schlussfolgerungen

Die Exposition von Personen der Bevölkerung über Nahrungsmittel stellt bei kontaminierten Flächen einen bedeutenden Expositionspfad dar. Die kritische Gruppe sind die Säuglinge ($< 1a$). Bisher fehlt allerdings im Leitfaden /BfS 05/ ein Leitfadenelement zum Nahrungspfad.

Bei der Ermittlung von Expositionen von Altlasten mit anderen typischen Nuklidzusammensetzungen als beim Uranbergbau müssen die Nuklide der Th-232 Reihe, insbesondere Ra-228 stärker berücksichtigt werden. Entsprechende Hinweise sind in den Berechnungsgrundlagen erforderlich, wenn andere NORM kontaminierte Altlasten einbezogen werden sollen.

Für Radionuklide, die hohe Nachweisgrenzen haben und nur durch messtechnische Spezialverfahren bestimmt werden können, sollte durch die Vorgabe von geeigneten Aktivitätsverhältnissen eine realistische Schätzung tatsächlicher Aktivitätsungleichgewichte in den Zerfallsreihen erfolgen.

In Anbetracht von Schwierigkeiten bei praktischen Altlastenuntersuchungen, hinreichend viele geeignete Proben von Biomaterial und Lebensmitteln aus lokalem Anbau zu gewinnen und zu untersuchen, ist die realistische Ermittlung von Strahlenexpositionen über Nahrung auch eine Frage der repräsentativen Bestimmung von spezifischen Aktivitäten und Nuklidzusammensetzungen. Obwohl die Bestimmung von Proben, die direkt in die Nahrung eingehen, ein hohes Maß an Realismus mitbringt, ist Repräsentanz von wenigen Einzelproben schwierig nachzuweisen. Zur Überprüfung können Messungen von Proben primär kontaminierter Umweltmedien wie Wasser oder Boden und eine Abschätzung der erwarteten Aktivitäten in den Bioproben über Transfermodelle wesentlich beitragen. Daher ist für realistische Expositionsabschätzungen von Referenzpersonen eine Beschränkung auf die Bestimmung von Bioproben nicht zu empfehlen.

Von den Nahrungspfaden der BglBb ist nach den Ergebnissen der hier untersuchten Modellgebiete, aber auch unter Beachtung allgemeiner Produktionsstrukturen in Deutschland der Nahrungsanteil Getreide bei NORM-Altlasten zu überdenken. Für den Verzehr von Fisch sollte eine Einschränkung auf messbar kontaminierte Gewässer geprüft werden.

Die in Kapitel 6.6.4 ermittelten Transferfaktoren stimmen hinreichend gut mit Literaturwerten und Angaben der BglBb überein. Die Anwendbarkeit der Transfermodelle der BglBb ist daher auch für die hier untersuchten Altlasten im norddeutschen Raum gegeben.

6.7 Ermittlung von Grundwasser-Kontaminationen

6.7.1 Leitfadenelement Grundwasser

Die Freisetzung von Radionukliden mit dem Wasser ist als Teil des Expositionsszenarios „Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (pflanzliche und tierische Produkte sowie Wasser)“ in den BglBb enthalten (Teil I Ziffer 2.5 BglBb). Die BglBb unterscheiden dabei nicht zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Da bei bergbaulichen Halden allerdings der Grundwasserpfad in Bezug auf die Strahlenexposition in der Regel gegenüber dem Oberflächenwasser dominant ist, wird dieser Pfad im Leitfadenelement vorrangig behandelt.

Das Leitfadenelement Grundwasser teilt die Bearbeitung in 3 Phasen ein. In der ersten Phase wird auf der Basis vorhandener Daten (Altlastenkataster, hydrogeologische Kartenwerke und andere Quellen) die Relevanz des Grundwasserpfades am Standort geprüft. Ist der Grundwasserpfad relevant, werden in der zweiten Bearbeitungsphase Untersuchungen zur Radionuklidfreisetzung aus dem Haldenmaterial und ggf. die Bestimmung des Quellterms der Halde durchgeführt. Die dritte Untersuchungsphase berücksichtigt die Ausbreitung der freigesetzten Radionuklide mit dem Grundwasser in der gesättigten Bodenzone.

Insgesamt ist das Leitfadenelement fachlich hoch anspruchsvoll und komplex. Es geht z.B. bei der Beschreibung des Vorgehens zur Untersuchung des Sickerwasserpfades methodisch deutlich über die Empfehlungen des LABO /LAB 03b/ /LAB 06/ hinaus. Seine Anwendung dürfte für die meisten Fälle nur von wenigen hoch spezialisierten Bearbeitern und kaum mit angemessenem Aufwand möglich sein. Eine Umsetzung der Inhalte des Leitfadenelementes auf die Beurteilung von radiologischen Altlasten durch Landes- oder Regionalbehörden, die nicht durch die Sanierung des Uranbergbaus speziell geschult sind, ist daher zu bezweifeln.

Da in den hier untersuchten Modellgebieten keine an den Vorgaben des Leitfadenelementes orientierte Untersuchung durchgeführt wurde und zahlreiche Inhalte dieser Empfehlung auf Bergbauhalden zugeschnitten sind, werden in dieser Arbeit einige Einzelaspekte des Grundwasserpfades anhand des Leitfadenelementes auf Anwendbarkeit für NORM-Altlasten diskutiert. Folgende Themen werden einbezogen:

- Relevanzkriterien, Ausschlusskriterien
- Methoden der Sickerwasserprognose (Modelle und Bewertungsschritte)
- Untersuchungsprogramme (Probenahmen und Messungen)

6.7.2 Relevanzkriterien, Ausschlusskriterien nach Leitfadenelement „Grundwasser“

Nach /GRS 03b/ ist der Grundwasserpfad grundsätzlich als relevant anzunehmen, wenn die zu bewertende Hinterlassenschaft innerhalb eines Trinkwasserschutzgebiets (Schutzzone III) oder innerhalb eines anderweitig abgegrenzten Gebietes einer Grundwassernutzung liegt. Dieser Sachverhalt trifft für das Stadtgebiet Oranienburg eindeutig zu (s. Kapitel 3.2.3).

Im Gebiet am Rheinberger Altrhein sind Trinkwasserschutzzonen erst in größerem Abstand vorhanden. Für die Relevanzprüfung gibt das Leitfadenelement für solche Fälle eine Summenformel vor:

$$X_B = \frac{1}{3} \sum_{n=1}^3 f_{B,n} \cdot B_n \quad (\text{Gl. 6-14})$$

In dieser Formel sind f – Bewertungszahlfaktoren und B – Bewertungszahlen. Für beide werden in /BfS 05/ fallbezogene Wertevorgaben getroffen. Relevante Strahlenexpositionen über den Grundwasserpfad werden als wahrscheinlich eingestuft, wenn $X_B > 2$ ist.

Die Anwendung dieses Prüfschritts auf das Modellgebiet Rheinberg ergibt:

- a. Radionuklidinventar: Bewertungszahlfaktor $f = 1,5$.

Nach Kapitel 4.6.3 beträgt das gesamte Ra-226 Inventar am Altrhein mit spezifischen Aktivitäten über 0,2 Bq/g etwa 9 GBq. Damit beträgt die Bewertungszahl $B_1=2$

- b. Integrale Sorptionskapazität der ungesättigten Zone. Bewertungszahlfaktor $f=0,5$.

Bei sandig-schluffigen Sedimenten und Flurabständen unter 2 m³⁾ Bewertungszahl $B_2 = 2$

- c. Eigenschaften der gesättigten Zone im Abstrom:

Poren- oder Kluftgrundwasserleiter mit Durchlässigkeitsbeiwert $k > 10^{-5}$ m/s. Bewertungszahl $B_3 = 3$

Die Summenformel (6-14) errechnet den Wert X_B zu:

$$X_B = 0,33 \cdot (1,5 \cdot 2 + 0,5 \cdot 2 + 1 \cdot 3) = 2,33 > 2.$$

Nach diesem Ergebnis ist die Bodenkontamination am Altrhein in Hinblick auf Grundwasser-Kontaminationen relevant.

Die auf diese Art als relevant eingestuften Kontaminationen können mit einem Ausschlusskriterium daraufhin geprüft werden, ob weitergehende Untersuchungen des Grundwasserpfades erforderlich sind. Dazu wird konservativ eine Nutzung des Sickerwassers unter Vernachlässigung von Verdünnungs- oder Sorptionsprozessen unterstellt. Unter Berücksichtigung der Expositionsszenarien der BglBb mit allen dort genannten Expositionspfaden (Trinkwasser, Wasser-Fisch, Beregnung von Nahrungs- und Futterpflanzen, Viehtränke) wird eine zusätzliche jährliche Strahlenexposition aufgrund bergbaulicher Hinterlassenschaften abgeschätzt. Wird der Prüfwert von 0,1 mSv unterschritten, sind weitere Untersuchungen zum Grundwasserpfad nicht erforderlich.

Zur praktischen Umsetzung werden Konversionskoeffizienten für Radionuklidkonzentrationen im Grund- oder Sickerwasser gemäß Tabelle 6-30 (dort Altersgruppe < 1 a) vorgegeben. Die Tabelle zeigt, dass alle indirekten Pfade, mit denen Grundwasserkontaminationen zur Ingestionsdosis beitragen, mit einem Zuschlag von etwa 25 % zum Trinkwasserverzehr berücksichtigt werden.

³⁾ Im Leitfaden offensichtlich Schreibfehler da „> 2 m“

Tabelle 6-30: Konversionsfaktoren für die Abschätzung der Ingestionsdosis durch kontaminiertes Wasser für die Altersgruppe < 1 a

Nuklid	$g_{w,r,j}$ in (mSv · a ⁻¹)/(Bq · l ⁻¹)		Anteil Trinkwasser an Konversionskoeffizient
	Konversionskoeffizient nach /GRS 03b/	Konversionskoeffizient Trinkwasser (Verzehrrate 170 l/a nach StrlSchV)	
U-238	0,075	0,058	77%
U-234	0,082	0,063	77%
Th-230	0,91	0,70	77%
Ra-226	1,11	0,80	72%
Pb-210	1,91	1,43	75%
Po-210	6,67	4,42	66%
U-235	0,078	0,060	76%
Pa-231	2,93	2,21	75%
Ac-227	7,40	5,61	76%
Th-232	1,02	0,78	77%
Ra-228	7,06	5,10	72%
Th-228	0,82	0,63	77%

Eine Anwendung des Ausschlusskriteriums auf die Modellgebiete Oranienburg und Rheinberg enthält Tabelle 6-31. In diese Tabelle wurden für das Modellgebiet Oranienburg aufgrund der bisher nicht klar differenzierbaren Verbreitung der Grundwasserkontamination die in Kapitel 3.9 ausgewiesenen mittleren Radionuklidkonzentrationen verwendet. Für die Thoriumisotope wurden keine Konzentrationen eingetragen, da unter den Bedingungen der hier untersuchten Grundwasserleiter die Löslichkeit von Thorium extrem gering ist. Die Konzentration von Po-210 wurde jeweils zu 1/3 der des Pb-210 angesetzt. Die 3 zu berücksichtigenden Nuklide der U-235 Reihe wurden als im natürlichen Verhältnis mit U-238 stehend angenommen.

Tabelle 6-31: Prüfung der Modellgebiete auf Einhaltung des Ausschlusskriteriums nach /GRS 05b/ für das Grundwasser

Nuklid	Gebiet Oranienburg				Gebiet Rheinberg			
	Konz. Bq/l	Hintergrund Bq/l	Differenz Bq/l	Dosis mSv/a	Konz. Bq/l	Hintergrund Bq/l	Differenz Bq/l	Dosis mSv/a
U-238	0,1000	0,0015	0,0985	0,0074	<0,0360	0,0015	0,0345	<0,0026
U-234	0,1000	0,0020	0,0980	0,0080	<0,0360(?)	0,0020	0,0340	<0,0028
Th-230	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Ra-226	0,0250	0,0080	0,0170	0,0189	0,0150	0,0080	0,0070	0,0078
Pb-210	0,0300	0,0050	0,0250	0,0478	<0,0470	0,0050	0,0420	<0,0802
Po-210	0,0100	0,0020	0,0080	0,0534	<0,0157	0,0020	0,0137	<0,0912
U-235	0,0046	0,0001	0,0045	0,0004	0,0016	0,0001	0,0016	0,0001
Pa-231	0,0046	0,0001	0,0045	0,0131	0,0016	0,0001	0,0016	0,0045
Ac-227	0,0046	0,0000	0,0046	0,0337	0,0016	0,0000	0,0016	0,0121
Th-232	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Ra-228	0,0300	0,0120	0,0180	0,1271	0,0170	0,0120	0,0050	0,0353
Th-228	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
			Summe	0,3097				<0,2366
								>0,043

Im Modellgebiet Rheinberger Altrhein sind die Radiumkonzentrationen an die Salzkonzentrationen gekoppelt. Daher wurde als Bezugsmessstelle die GWM 1102 gewählt (Daten s. Tabelle 4-4). Als Hintergrundwerte wurden die im Kapitel 6.8 abgeleiteten standorttypischen Werte benutzt.

Die Ergebnisse dieser Prüfung zeigen:

- Für das Gebiet Oranienburg ist das Ausschlusskriterium für GW-Kontaminationen eindeutig nicht erfüllt. Das gilt, obwohl zur Bewertung nicht die extremsten Messwerte, sondern die aus der Häufigkeitsverteilung als typisch eingeschätzten Konzentrationen verwendet wurden. Die Hauptbeiträge zur Exposition stammen mit 0,19 mSv/a vom Ra-226 und mit 0,13 mSv/a vom Ra-228. Beide Nuklide sorgen für sich genommen bereits für die Überschreitung des Prüfwertes der Dosis.
- Im Gebiet Rheinberg ist der Prüfwert der Dosis dann überschritten, wenn die als „<“ deklarierten Messwerte mit dem jeweiligen Wert (hier: Bestimmungsgrenze) angesetzt werden. Geht man andererseits davon aus, dass diese Werte die realen Konzentrationen deutlich überschätzen, ist die aus den verbleibenden Messwerten (ohne Beachtung von deren Messunsicherheiten) resultierende Exposition deutlich kleiner als 0,1 mSv/a. Dieser Befund zeigt, dass das Ausschlusskriterium in der jetzigen Form, vor allem wegen der zahlreichen einzubeziehenden Radionuklide sehr hohe Anforderungen an die Messdaten stellt, wenn die Einhaltung sicher nachgewiesen werden soll.

6.7.3 Sickerwasserprognose: Quellterm

Berechnungsgrundlagen Bergbau

Die BglBb gehen in Hinblick auf Kontaminationen von Grund- oder auch Oberflächenwasser davon aus, dass durch Probenahme und Analyse die radioaktive Kontamination hinreichend gemessen werden kann. Ausbreitungsrechnungen für den Sickerwasserpfad sind folglich in den BglBb nicht enthalten.

Leitfadenelement Grundwasser /GRS 03b/

Das Leitfadenelement Grundwasser enthält in einem ersten Schritt zur Beurteilung der Radionuklidfreisetzung aus Halden die Beurteilung des Haldenkörpers (Substrat) in Hinblick auf das Puffervermögen der Halde. Ziel der Prognose ist die Einschätzung der gegenwärtig oder zukünftig zu erwartenden pH-Werte. Mit dieser Kenntnis sind die Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser abzuschätzen.

Bei stabilem geochemischem Milieu sind die Aktivitätskonzentrationen aller langlebigen Radionuklide der U-238-, U-235- und Th-232-Zerfallsreihen im Sickerwasser zu bestimmen. Falls vermutet wird, dass das geochemische Milieu nicht auf Dauer stabil ist oder nicht sicher prognostiziert werden kann, soll eine Freisetzungs-Prognose durchgeführt werden. Mit Hilfe der Freisetzungs-Prognose sind die maximalen Radionuklidkonzentrationen abzuschätzen, die bei den realistischerweise niedrigsten pH-Werten im Haldensickerwasser auftreten könnten. Diese Ermittlung soll simulativ mit Hilfe von Laborversuchen in 3 Arbeitsschritten erfolgen:

Arbeitsschritt 1: Experimentelle Nachbildung des derzeitigen Freisetzungsverhaltens

Arbeitsschritt 2: Milieuprognose

Arbeitsschritt 3: Experimentelle Elution von Radionukliden unter den langfristig zu erwartenden Milieubedingungen.

Auch bei Anwendung dieser Methodik wird in Leitfadenelement festgestellt, dass die Übertragung der Laborergebnisse auf die realen Verhältnisse (upscaling) ein hohes Maß an Erfahrung und wissenschaftlicher Fachkenntnis („Fingerspitzengefühl“) erfordert.

Als Beurteilungskriterium für die so abgeleiteten Prognosen wird das Ausschlusskriterium nach Kapitel 6.7.2 genutzt.

BBodSchV und zugehörige Regelwerke

Die BBodSchV lässt Feldmethoden zur Abschätzung von Schadstoffeinträgen über den Sickerwasserpfad in das Grundwasser zu. Neben der Beobachtung des Grundwassers selbst ist die Gewinnung von Sickerwasser am Ort der Beurteilung in Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV explizit genannt. Dazu stehen als technische Möglichkeiten Saugkerzen und Feldlysimeter zur Verfügung.

Damit die Sickerwasserproben zur Abschätzung von Schadstoffeinträgen geeignet sind, müssen sie die aktuelle Schadstoffkonzentration $c_{s1}(0)$ im Sickerwasser der Quelle erfassen. Nach den LABO-Empfehlungen /LAB 06/ ist darüber hinaus die zukünftige Entwicklung der Schadstoffkonzentration $c_{s1}(t)$ abzuschätzen. Aus diesen Untersuchungen erhält man die Quellstärke des kontaminierten Materials, d.h. die von der jeweiligen Schadstoffquelle pro Zeit- und Flächeneinheit ausgehende Schadstoffmasse (Massenstromdichte).

Besteht keine Möglichkeit zur direkten Gewinnung aussagefähiger Sickerwasserproben, so kann das Freisetzungsverhalten von anorganischen Schadstoffen aus Böden nach der BBodSchV mit folgenden Elutions-/Extraktionsverfahren beurteilt werden:

- Bodensättigungsextrakt nach Anhang 1 Nr. 3.1.2 BBodSchV
- S4-Eluat nach DIN 38414-4
- Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730

Diese methodischen Ansätze werden auch in den Empfehlungen der LABO zur Sickerwasserprognose /LAB 03b/, /LAB 06/ zur Grundlage der Prüfungen gemacht. Für spezielle Fragestellungen können weitere Elutions-/Extraktionsverfahren angewendet werden.

Für die Abschätzung der zukünftigen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser der Schadstoffquelle sind grundsätzlich zwei Arten des Zeitverhaltens der Freisetzung zu unterscheiden: Konstante Quellkonzentration (lösungslimitierte Freisetzung) und exponentiell abnehmende Quellkonzentration, die vor allem bei desorptions-/diffusionslimitierter Freisetzung auftritt. Werden die Konzentrationen im Sickerwasser (Eluat) in Bezug

zu den Schadstoffinventaren im Feststoff gesetzt, können für beide Fälle Zeitkonstanten abgeleitet werden, die die Schadstoffabnahme in der festen Phase charakterisieren. Diese Zeitkonstanten können zur Plausibilitätsprüfung der laborativ ermittelten Freisetzungsraten genutzt werden.

Ansätze zu einer vereinfachten Methodik für NORM-Altlasten

Sowohl das Leitfadenelement /GRS 03b/ als auch die LABO-Empfehlungen zur Sickerwasserprognose definieren als zentralen Inhalt zur Ermittlung des Freisetzungsvermögens die Bestimmung der Radionuklidkonzentration (Schadstoffkonzentration) im Sickerwasser. Als eine Möglichkeit zur Abschätzung dieser Konzentration benennen sie Laborversuche an Bodenproben, mit denen eine als repräsentativ für weitere Abschätzungen angenommene Konzentration in einer gelösten (mobilen) Phase ermittelt wird. Problem bei der Anwendung solcher Werte ist, dass die Plausibilität der Ergebnisse ohne Vergleichswerte nur sehr eingeschränkt beurteilt werden kann und dass ohne fallbezogene Messungen im Sickerwasser (oder Eluat) gar keine Beurteilung des Freisetzungsverhaltens möglich ist.

Vor allem für regelsetzende, abdeckende Betrachtungen werden aber allgemeine Parameter für die Modellierung der Radionuklidmigration benötigt. Bereits von Poschner und Schaller /POS 95/ wurden k_d -Ansätze zur Modellierung des Radionuklidaustrags aus Deponien benutzt. Dieses Deponiemodell wurde später für die Ableitung von Freigabewerten weiterentwickelt und auch bei den Ableitungen der Überwachungsgrenzen der Anlage XII StrlSchV benutzt /BS 99/.

Im Rahmen der Migrationsmodellierung ist der k_d -Wert definiert als

$$a_r^S = k_d \cdot C_r^W \quad (\text{Gl. 6-15})$$

mit a^S – am Feststoff sorbierte Aktivität (Bq/kg) ; C^W – gelöste Aktivitätskonzentration (mBq/l = Bq/m³). Das Modell setzt voraus, dass zwischen sorbierter und gelöster Phase eine Gleichgewichtsverteilung herrscht, so dass die gesamte sorbierte und gelöste Stoffmenge gemeinsam migriert. Die Sorption verzögert die Migrationsgeschwindigkeit um den Retardationsfaktor R

$$R = 1 + \rho \cdot k_d / n \quad (\text{Gl. 6-16})$$

Wobei ρ – Blockdichte des Gesteins, n – Porenanteil (Gesamtporenanteil!) ist.

Dieses Migrationsmodell ist für die Charakterisierung des Quellterms von natürlichen Radionukliden bei Bodenkontaminationen nur bedingt geeignet, da es sich auf die sorbierte Aktivität am Feststoff bezieht, eine Menge, die modelltechnisch schnell migriert und damit als Quelle nur kurzfristig wirkt.

Aus diesem Grund ist als Beurteilungsgröße für die Freisetzungsvorgänge von Stoffen aus Bodenkontaminationen der Transferfaktor (TF) besser geeignet. Dieser Transferfaktor Gestein → Wasser, TF^{GW} wird wie folgt definiert:

$$C_r^W = TF^{GW} \cdot a_r^G \quad (\text{Gl. 6-17})$$

mit

C_r^W – Aktivitätskonzentration des Radionuklids r im (Sicker-)wasser in $\text{mBq/l} = \text{Bq/m}^3$

a_r^G – spezifische Aktivität des Gesteins bzw. Bodenmaterials in Bq/g

TF^{GW} – Transferfaktor in g/m^3 .

Dieser Transferfaktor charakterisiert als phänomenologische Kennzahl die Übertragung von Radionukliden vom Gestein in das Probenwasser bzw. die Versuchslösung. Er unterscheidet sich durch den Bezug auf die experimentelle Gewinnung (Lösungsversuch, Eluat) und die spezifische Aktivität des Bodenmaterials (als Ganzes) als Bezugsaktivität wesentlich vom Verteilungskoeffizienten k_d und sollte begrifflich daher eigenständig benutzt werden.

Nimmt man eine lösungslimitierte Freisetzung an, so bleibt die Konzentration der Lösung bis zum Zeitpunkt τ_K konstant. τ_K errechnet sich aus /LAB 06/:

$$\tau_K = M_{\text{kont}} * \rho / (TF * v_{\text{Si}}) \quad (\text{Gl. 6-18})$$

mit M_{kont} – Mächtigkeit des kontaminierten Horizonts, ρ - Dichte des Bodens (Blockdichte), v_{Si} - Sickergeschwindigkeit

Anwendung auf Modellgebiete

Grundsätzlich ist festzustellen, dass im Altrheingebiet die Grundwasser-Kontamination mit Radium gering ist (s. Tabelle 4-4). Unabhängig von der Höhe der Belastung ist jedoch auch festzustellen, dass die Haupteintragsquelle nicht in den kontaminierten Böden, sondern im Gewässer Rheinberger Altrhein zu suchen ist, wie die erhöhten K-40 Konzentrationen anzeigen. Dieser gewässerbezogene Kontaminationspfad wird weder in den BglBb noch in anderen Modellen, die im Zusammenhang mit der Novellierung der StrlSchV (s. oben) benutzt wurden, berücksichtigt. Er könnte aber zu beachten sein, wenn in die radiologischen Altlastenregelungen auch Gewässerbetten aufgenommen werden.

In früheren Untersuchungen von HGN /HGN 97/ wurden für thoriumkontaminierte Materialien aus Berlin und Brandenburg Transferfaktoren experimentell ermittelt. Dabei wurden neben S4-Versuchen auch pH_{stat} -Versuche bei $\text{pH} 4$ und $\text{pH} 11$ durchgeführt. Die aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen zusammengefassten Transferfaktoren sind in Tabelle 6-32 aufgeführt.

Die Medianwerte (die weitgehend mit den geometrischen Mittelwerten übereinstimmen) sind in Abbildung 6-3 dargestellt. Sie zeigen, dass Thorium nur in sehr geringen Maße aus dem Gestein freigesetzt wird. Im Vergleich zu den Radiumisotopen Ra-226, Ra-228 liegen die Transferfaktoren von Thorium um ca. 2 Größenordnungen niedriger. Die Darstellung zeigt weiterhin, dass im sauren Milieu ($\text{pH} 4$) die Mobilisierung aller hier untersuchter Radionuklide deutlich höher als im neutralen pH -Bereich ausfällt. Basisches Milieu wirkt demgegenüber weniger mobilisierend. Diese Befunde stehen in prinzipieller Übereinstimmung mit den aus hydrochemischen Gründen erwarteten Eigenschaften der betrachteten Nuklide und sind daher plausibel.

Tabelle 6-32: Aus Laboruntersuchungen ermittelte Transferfaktoren Boden - Grundwasser in g/m³ für thoriumkontaminierte Böden /HGN 97/, /HGN 01b/ und Ergebnisse dieser Arbeit

	²³² Th	²³² Th	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Ra	²²⁸ Ra	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²²⁶ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Pb
	pH 4	pH 7	pH 11	pH 4	pH 7	pH 11	pH 7	pH 4	pH 7	pH 11	pH 4	PH 7	pH 11
/HGN 97/ Median	9	0,3	6	3025	108	69		798	177	345	2765	246	219
/HGN 97/ GeoM	5,8	0,4	5,1	3013	83	75		1325	176	292	3203	179	192
/HGN 01b/		453(?)			245		411		211				
Diese Arbeit					20*		333		83			100	

GeoM = Geometrischer Mittelwert; * - s. Diskussion im Text

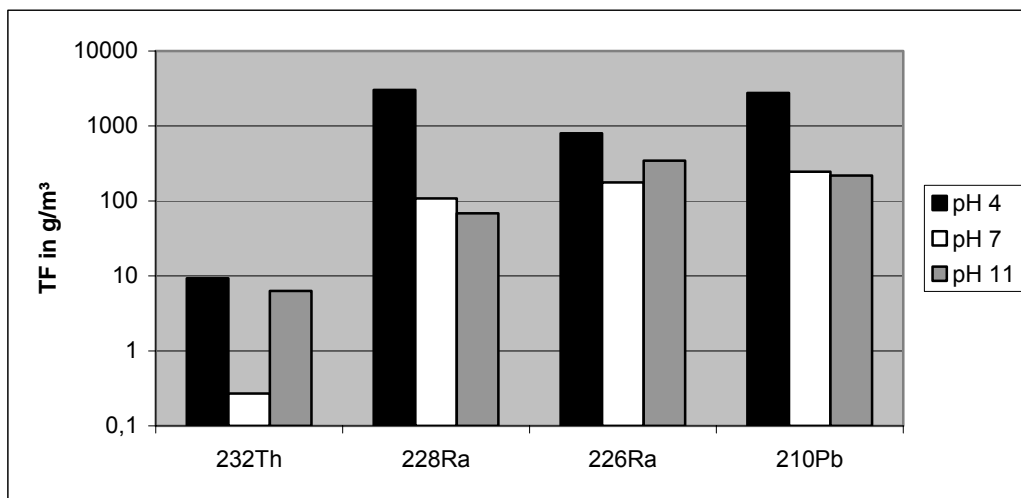


Abbildung 6-3: Medianwerte der Transferfaktoren Boden – Grundwasser nach Tabelle 6-32

Die Auswertung der Messdaten von Boden- und Grundwasserproben im Gebiet Oranienburg ergab die im Kapitel 3.9 zusammengefassten Ergebnisse. Wie im Kapitel 3.9 beschrieben, stellen diese Daten zunächst „typische“ Werte für die Belastungssituation im Kontaminationsgebiet Lindenring dar. Der Begriff „typisch“ wurde gewählt, da die Werte bewusst unter Verzicht auf exakte statistische Einordnung (im Sinne des Leitfadenelementes /GRS 03b/ durch „Fingerspitzengefühl“) festgelegt wurden.

Berechnet man aus diesen Daten formal mit Gl. (6-17) Transferfaktoren, dann erhält man die in der letzten Zeile von Tabelle 6-32 aufgeführten Werte. Diese Werte sind (mit Ausnahme von Ra-228) etwas geringer, als die aus Laboruntersuchungen abgeleiteten Daten, treffen aber die Größenordnung der Laboruntersuchungen sehr gut.

Als Ursachen für dieses Ergebnis sind außer den allgemeinen Unsicherheiten der subjektiv abgeschätzten „typischen“ Werte folgende objektive Faktoren zu sehen:

- Die Verbreitung von Bodenkontaminationen im Gebiet Oranienburg erreicht an vielen Stellen nicht das Grundwasser. Daher ist der im Transferfaktor enthaltene Ansatz des Direktkontaktes von kontaminier-

tem Boden und beobachtetem Grundwasser („Quellterm“) nicht überall gegeben. Beim Transport in das Grundwasser muss mit einem radioaktiven Zerfall gerechnet werden.

- Da die Grundwassermessstellen nicht den Ort der Beurteilung (Grundwasser-Oberfläche) erfassen, sondern durch Beimischungen von Wasser tieferer Schichten auch Verdünnungseffekte auftreten können, ist die in Grundwassermessstellen beobachtete Konzentration geringer als die am Ort der Beurteilung selbst.
- Der größte Unterschied von Laboruntersuchung und Feldbeobachtung ergibt sich für Ra-228. Dieses Nuklid migriert isoliert (s. /GEL 97b/), so dass es aufgrund seiner relativ kurzen Halbwertszeit Zerfallseffekte aufweist, sobald es sich aus dem Direktkontakt mit Th-kontaminierten Böden entfernt. Geht man davon aus, dass Ra-228 und Ra-226 als Isotope des chemischen Elements Radium gleiches chemisches Verhalten aufweisen, dann muss der Unterschied von Ra-228 (TF= 20) und Ra-226 (TF = 83) auf radioaktiven Zerfall zurückzuführen sein. Aus den unterschiedlichen Transferfaktoren kann die mittlere Migrationszeit von Radium aus dem Boden in das Grundwasser zu etwa 2 Halbwertszeiten Ra-228, also ca. 11-12 Jahre abgeschätzt werden.

Insgesamt bedeutet dieses Ergebnis, dass Transferfaktoren in der hier ermittelten Größenordnung für eine Grobschätzung des Quellterms der Radionuklidfreisetzung geeignet sind.

Berechnet man andererseits aus den in verschiedenen Arbeiten enthaltenen k_d -Werten formal Transferfaktoren als $1/k_d$, dann ergeben sich die in Tabelle 6-33 zusammengestellten Ergebnisse. Die aus k_d -Werten berechneten Werte überschätzen als Transferfaktoren folglich die Freisetzung bei den hier untersuchten Bedingungen um teilweise mehrere Größenordnungen! Rein rechnerisch würde sich bei einem TF von 10^5 g/m^3 , bei einem Uran-Inventar in einer 2 m mächtigen Bodensäule von $300 \text{ Bq/kg} \times 1500 \text{ kg/m}^3 \times 2 \text{ m} = 9\text{E}+5 \text{ Bq/m}^2$, einer Neubildungsrate von 0,1 m/a und einer daraus zu berechnenden Fracht von $3\text{E}+3 \text{ Bq}/(\text{m}^2 \text{ a})$ die Bodenkontamination in 300 Jahren auswaschen. Bei einer Liegezeit der Ablagerungen von mehr als 60 Jahren müssten demnach schon Verringerungen eingetreten sein. Die in dieser Arbeit ermittelten Transferfaktoren ergeben für die gleichen Bedingungen eine um mindestens den Faktor 100 (eher 300) höhere Kontaminationsdauer, was realistischer erscheint.

Tabelle 6-33: Aus Verteilungskoeffizienten k_d formal berechnete Transferfaktoren

Material	Sandiger Grundwasserleiter	Sand	Müll-Deponie; Boden, GWL	GWL (Lockergest.)	Basiswerte (Sand)	Sand
Literatur	Diese Arbeit ^{*)}	/BIO 95/	/POS 95/	/SSK 98/	/UBA 98/	/SHE 90/
Einheit	(g/m^3)	(g/m^3)	(g/m^3)	(g/m^3)	(g/m^3)	(g/m^3)
U	333 (300-1.000)	200.000	100.000	100.000	k.A.	$3\text{E}+7 - 450$
Ra	83 (100-300)	20.000	1.000.000	100.000	22.000 (Ba)	$1,8\text{E}+4 - 48$
Pb	100 (100-300)	20.000	10.000	10.000	710	$5,3\text{E}+4 - 710$
Po		20.000	1.000.000	100.000	k.A.	$9 - 7.020$
Th	(0,1-1)	1.000	10.000	1.000	k.A.	$4.800 - 7$
Ac			10.000	100.000	k.A.	2.300

^{*)} angegeben sind die Werte nach Tabelle 6-32 und ein eingeschätzter „realistischer“ Wertebereich

Die geringen k_d -Werte sorgen aber im Transportterm dafür, dass der Retardationsfaktor R (s. Gl. (6-16)) nicht so groß ausfällt, dass die Radionuklide den Aufpunkt „Brunnen“ infolge radioaktiven Zerfalls nicht oder nur in geringen Aktivitäten erreichen. Es ist daher für eine realistische Ermittlung der Grundwasser-Kontamination erforderlich, die Parameter der Radionuklidfreisetzung von den des Transportes (mit Sorptionsgleichgewicht an Gesteinsoberflächen) zu unterscheiden. Die begriffliche Trennung in Transferfaktoren und k_d -Werte kann dabei helfen.

6.7.4 Schlussfolgerungen

Die Auswertung der Grundwasser-Untersuchungen in den beiden hier bearbeiteten Modellgebieten zeigte:

- Die im Leitfadenelement Grundwasser vorgegebenen Relevanzkriterien sind auf die Modellgebiete anwendbar.
- Das im Leitfadenelement formulierte Ausschlusskriterium stellt aufgrund der Vielzahl der einbezogenen Radionuklide sehr hohe Anforderungen an die Bestimmungsgrenzen der zu messenden Radionuklide. Wird bei einer Unterschreitung der Bestimmungsgrenze deren Wert verwendet, so ist das Kriterium häufig nicht eingehalten. Kritische Nuklide in dieser Beziehung sind (bei Ausklammern von Th-Isotopen) vor allem Pb-210, Po-210 und Ra-228.
- Im Leitfadenelement ist als Sickerwassereintrag in das Grundwasser der Pfad Gewässer – Grundwasser nicht speziell beschrieben. Dieser Pfad kann aber durchaus zu Grundwasser-Kontaminationen beitragen.
- Für eine Sickerwasserprognose können Transferfaktoren aus Laboruntersuchungen genutzt werden, um eine orientierende Einschätzung der Radionuklidfreisetzung vorzunehmen. Diese Transferfaktoren dürfen aber nicht aus k_d -Werten abgeleitet werden, die bei der Transportmodellierung benutzt werden.

Ergänzende Anmerkung: Die Nutzung des Richtwertes der Dosis von 0,1 mSv für die kritische Gruppe der Säuglinge als Ausschlusskriterium für signifikante Grundwasser-Belastungen wurde in /GRS 03b/ als zusätzliche Exposition zur Hintergrundbelastung definiert. Mit diesem Konzept unterscheidet sich die strahlenschutzrechtliche Vorgehensweise von der ansonsten im Bodenschutz praktizierten. Prüfwerte für das Sickerwasser nach Anhang 1 BBodSchV und Geringfügigkeitsschwellen nach LAWA /LAW 04/ basieren auf einem wirkungsorientierten, d.h. vorwiegend human- bzw. ökotoxikologisch begründeten Bewertungsansatz. Sie beziehen sich in der Regel direkt auf die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung /TWV 03/. Die Grenzwerte der TrinkwV wiederum werden mit einem Dosiskonzept aus toxikologisch begründeten Werten, wie z.B. TDI – Werten für die tolerable tägliche Ingestion, abgeleitet. Dabei ist wesentlich, dass nur ein Teil der tolerierbaren Dosis durch Trinkwasser ausgeschöpft werden darf, da die TDI – Werte auch andere Nahrungsaufnahmen beinhalten.

Wird der konzeptionelle Ansatz der LAWA auf Radionuklide übertragen, sind Belastungen des Wassers mit natürlichen Radionukliden, die im Limit der TrinkwV bleiben, ökotoxikologisch unbedenklich. Nach diesem Ansatz wäre die Richtdosis von 0,1 mSv/a als Geringfügigkeitsschwellenwert heranzuziehen. Bei Überschreiten dieser Schwelle ist ein Maßnahmenbedarf gegeben, dessen jeweilige Ausgestaltung unter Beachtung der konkreten Standortbedingungen (und der dabei tatsächlich auftretenden Gefahren) sowie unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes vorzunehmen ist. Die in /HGN 01a/ abgeleiteten Prüfwerte für das Gebiet Oranienburg orientierten sich an diesem Konzept und erwiesen sich bisher für das Gebiet Oranienbug als durchaus praktikabel. Durch die in /GRS 03b/ gewählte Vorgehensweise kommt es zu einem Bruch zwischen strahlenschutzrechtlichen Forderungen und wasserrechtlichen Gesichtspunkten. Die Konsequenzen eines solchen Bruchs sollten daher genauer geprüft und ggf. in eine Ergänzung der Berechnungsgrundlagen Bergbau eingearbeitet werden.

6.8 Ermittlung der zusätzlichen Exposition, Hintergrundwerte

6.8.1 Grundlagen

Zur vereinfachten Prüfung der Einhaltung von Dosisgrenz- bzw. Dosisrichtwerten der bergbaubedingten Strahlenexposition (relevante Dosiswerte) sehen die BglBb ein zweistufiges Verfahren vor. Im ersten Schritt wird die berechnete Strahlenexposition ohne Abzug der natürlichen Expositionsanteile mit den ermittelten Dosiswerten verglichen. Soweit dabei für keine Referenzperson eine Überschreitung festgestellt wird, kann ohne weitere Prüfung von der Einhaltung der Dosiswerte ausgegangen werden. Anderenfalls sind im zweiten Schritt von der ermittelten Strahlenexposition einer Referenzperson die in den Tabellen der Anlage IV der BglBb genannten allgemeinen Werte der natürlichen Umweltradioaktivität abzuziehen. Damit werden die „bergbaubedingten Expositionen“ ermittelt, die letztlich Grundlage eines Vergleichs mit dem Dosisrichtwert sind. Wegen der Differenzbildung führt eine Überschätzung der „allgemeinen Werte“ zu einer Unterschätzung der zusätzlichen Exposition.

Der Begriff der „allgemeinen Werte der natürlichen Umweltradioaktivität“ bezieht sich in den BglBb auf spezifische Aktivitäten oder Aktivitätskonzentrationen von natürlichen Radionukliden in den der Expositionsermittlung zugrunde gelegten Umweltmedien. Die in den BglBb enthaltenen Werte wurden vor allem aus Untersuchungen in den Gebieten des Uranbergbaus, vor allem in Sachsen, abgeleitet. Ihre Übertragbarkeit auf ganz Deutschland ist deshalb nicht ohne Prüfung möglich. Dabei ist generell zu fragen, ob auch weiterhin „allgemeine Werte der natürlichen Umweltradioaktivität“ angegeben werden sollen oder ob eine differenzierte Ausweisung von Hintergrundwerten erfolgen soll. Für ein deutschlandweit anzuwendendes Regelwerk ist eine solche differenzierte Vorgabe nach Einschätzung der Bearbeiter dieser Studie unbedingt zu empfehlen.

Um entsprechende Werte abzuleiten, kann ein durch die LABO entwickeltes Konzept auf natürliche Radionuklide übertragen werden. Nach dem LABO-Papier /LAB 03a/ wird unterschieden zwischen Hintergrundwerten, Hintergrundgehalten und geogenen Grundgehalten.

Hintergrundwerte sind danach repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden. Sie beruhen auf den ermittelten Hintergrundgehalten und bezeichnen unter Angabe der statistischen Kenngrößen sowie der Bezugsgrößen Ausgangsgestein der Bodenbildung, Bodenhorizont, Nutzung und Gebietsdifferenzierung die repräsentativen Stoffkonzentrationen in Böden.

Der zur Ableitung von Hintergrundwerten benutzte Hintergrundgehalt eines Bodens setzt sich zusammen aus dem geogenen Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden.

Der geogene Grundgehalt umfasst den Stoffbestand eines Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil), ggf. Vererzungen (chalkogener Anteil) und der durch pedogenetische Prozesse beeinflussten Umverteilung (Anreicherung oder Verarmung) von Stoffen im Boden ergibt.

Durch den Begriff der ubiquitären Stoffverteilungen wird berücksichtigt, dass bestimmte Regionen oder Nutzungen aufgrund ihrer (historischen) Vornutzung großflächig beeinflusst sein können. Bei natürlichen Radio-

nukliden können solche diffusen Einträge z.B. durch Uran aus der Phosphatdüngung von Ackerflächen, großflächig erhöhten Staubdepositionen industrieller Ballungsräume (z.B. Gebiet Mansfelder Mulde) oder auch die natürliche atmosphärische Pb-210 Deposition stammen. Damit wird der Hintergrundgehalt von solchen Istgehalten abgegrenzt, die durch punktuell hohe Stoffeinträge (punktueller Emittenteneinfluss, Altlasten) gegenüber den Hintergrundgehalten deutlich erhöht sind.

6.8.2 Werte nach BglBb

Als allgemeine Werte der natürlichen Untergrundkonzentration der BglBb (im Folgenden auch Referenzwerte genannt) enthalten die BglBb Angaben zu Hintergrundwerten der massenbezogenen spezifischen Aktivität im Boden, Luft und in Nahrungsmitteln, im Oberflächen- und Berechnungswasser sowie Hintergrundwerte der Ortsdosisleistung (Tabelle 6-34 ff).

Tabelle 6-34: Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivitäten $C_{Bo,r}^U$, $C_{Bo(0,02),r}^U$ und $C_{Bo(0,5),r}^U$ des Radionuklides r in der oberen Bodenschicht, Bodenkontaminationsraten B_r^U durch trockene Staubablagerung und Aktivitätskonzentrationen in der Außenluft nach BglBb

Radionuklid	Boden			Boden kontaminationsraten	Außenluft
	$C_{Bo,r}^U$ [Bq kg ⁻¹] (*)	$C_{Bo(0,02),r}^U$ [Bq kg ⁻¹]	$C_{Bo(0,5),r}^U$ [Bq kg ⁻¹]	B_r^U [Bq m ⁻² s ⁻¹]	$C_{Luft,r}^U$ [Bq m ⁻³]
U-238	50	200	100	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$
U-234	50	200	100	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Th-230	50	200	100	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Ra-226	50	200	100	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Pb-210	50	200	100	$3 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$
Po-210	50	200	100	$4 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-5}$
U-235	2	8	4	$5 \cdot 10^{-9}$	$5 \cdot 10^{-7}$
Pa-231	2	8	4	$5 \cdot 10^{-9}$	$5 \cdot 10^{-7}$
Ac-227	2	8	4	$5 \cdot 10^{-9}$	$5 \cdot 10^{-7}$
Th-232	40	160	80	$8 \cdot 10^{-8}$	$8 \cdot 10^{-6}$
Ra-228	40	160	80	$8 \cdot 10^{-8}$	$8 \cdot 10^{-6}$
Th-228	40	160	80	$8 \cdot 10^{-8}$	$8 \cdot 10^{-6}$

Radio-nuklid	$C_{n,r}^U$ [Bq kg ⁻¹] (für Trinkwasser [Bq l ⁻¹])					
	Trink-wasser	Milch	Fleisch	Fisch	Blatt-gemüse	Pflanzen o. Blatt-gemüse
U-238	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$
U-234	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$
Th-230	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$
Ra-226	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$
Pb-210	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-2}$
Po-210	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^0$	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-2}$
U-235	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Pa-231	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Ac-227	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Th-232	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$
Ra-228	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$
Th-228	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$

Tabelle 6-35: Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität bzw. –Aktivitätskonzentration $C_{n,r}^U$ des Radionuklids r im Lebensmittel n nach BglBb

Radionuklid	$C_{wd,r}^U$ [Bq kg ⁻¹]	Radionuklid	$C_{wd,r}^U$ [Bq kg ⁻¹]
U-238	$5 \cdot 10^{-2}$	U-235	$2 \cdot 10^{-3}$
U-234	$5 \cdot 10^{-2}$	Pa-231	$2 \cdot 10^{-3}$
Th-230	$5 \cdot 10^{-2}$	Ac-227	$2 \cdot 10^{-3}$
Ra-226	$1 \cdot 10^{-1}$	Th-232	$2 \cdot 10^{-2}$
Pb-210	$1,5 \cdot 10^{-1}$	Ra-228	$1 \cdot 10^{-1}$
Po-210	$1,5 \cdot 10^{-1}$	Th-228	$2 \cdot 10^{-2}$

Tabelle 6-36: Allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität $C_{wd,r}^U$ des Radionuklides r im Weidegras nach BglBb

Radionuklid	$C_{n,r}^U$ [Bq l ⁻¹]	Radionuklid	$C_{n,r}^U$ [Bq l ⁻¹]
U-238	$2,0 \cdot 10^{-2}$	U-235	$1,0 \cdot 10^{-3}$
U-234	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Pa-231	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Th-230	$2,0 \cdot 10^{-3}$	Ac-227	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Ra-226	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Th-232	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Pb-210	$5,0 \cdot 10^{-3}$	Ra-228	$2,0 \cdot 10^{-2}$
Po-210	$2,0 \cdot 10^{-3}$	Th-228	$1,0 \cdot 10^{-3}$

Tabelle 6-37: Allgemeine Werte der natürlichen Untergrund - Aktivitätskonzentration $C_{n,r}^U$ des Radionuklids r im Oberflächenwasser (n = OGew), im Beregnungswasser (n = Ber) und im Viehtränkewasser (n = Tränke) nach BglBb

Da die Referenzwerte speziell für die Verhältnisse in Sachsen und Thüringen konzipiert wurden, sind sie für norddeutsche Verhältnisse tendenziell zu hoch und ihre Anwendung in Norddeutschland führt zu einer systematischen Unterschätzung der zusätzlichen Exposition. Daher werden im Folgenden Literaturangaben und standortbezogene Daten in Hinblick auf realistische Hintergrundwerte für die beiden hier untersuchten Gebiete ausgewertet.

6.8.3 Datenanalyse für die Modellgebiete

Standorttypische Hintergrundwerte Grundwasser, Trinkwasser

In den beiden hier betrachteten Gebieten wird das Trinkwasser ausschließlich aus pleistozänen Grundwasserleitern gewonnen. Daher sollten die Hintergrundwerte diesen Sachverhalt berücksichtigen.

In Tabelle 6-38 sind Ergebnisse von Rohwasser-Untersuchungen aus 16 Wasserwerken in Norddeutschland (Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern (MV), Sachsen-Anhalt (ST), Niedersachsen (NI) und Nordrhein-Westfalen (NRW)) zusammengestellt, die Grundwasser fördern. Die Daten werden ergänzt durch Ergebnisse früherer Untersuchungen an radiologisch unbelasteten Standorten. Auf der Basis dieser Werte werden in der Tabelle Hintergrundwerte für die Konzentration der natürlichen Radionuklide (ohne K-40) in norddeutschen Grundwasserleitern angegeben. Diese Werte können als Schätzungen einer Hintergrundkonzentration für die Gebiete Oranienburg und Rheinberg genutzt werden.

Ein Vergleich dieser Werte mit den allgemeinen Werten der BglBb zeigt, dass sie für alle Nuklide (außer Th-228) deutlich niedriger als diese Referenzwerte sind. Sie sind für U-238, U-234 und Pb-210 ebenfalls deutlich niedriger als die Vergleichswerte aus aktuellen, geografisch nicht näher eingegrenzten Trink- und Mineralwasseranalysen /FLE 06/ oder etwas ältere Werte von Bünger /BÜN 01/. Die hier ermittelten Hintergrundwerte für das Rohwasser liegen allerdings beim Ra-226 in der gleichen Größenordnung wie die Daten nach /FLE 06/, /BÜN 01/, beim Ra-228 mit 12 mBq/l sogar leicht über dem Medianwert aus Messungen IAF/VKTA.

Die in Tabelle 6-38 ebenfalls aufgeführten Messergebnisse des WW Moers-Geerdts, aus dem die Stadt Rheinberg versorgt wird und das nicht von Grubenwassereinleitungen betroffen ist, zeigen, dass die konkreten standortbezogenen Hintergrundwerte nochmals beträchtlich von den großräumigen geogenen Konzentrationen abweichen können.

Obwohl es kein Ziel dieser Arbeit war, neue Hintergrundwerte für Trink- oder Grundwasserkonzentrationen natürlicher Radionuklide abzuleiten, zeigt die hier vorgenommene Auswertung, dass eine solche Ermittlung dringend erforderlich ist, wenn Berechnungsvorschriften für ganz Deutschland vorgelegt werden sollen. Dabei muss eine den unterschiedlichen geologischen Bedingungen angepasste Vorgabe von Werten erfolgen, wenn die Daten nicht übermäßig konservativ (d.h. bei Hintergrundwerten zu niedrig!) ausfallen sollen. Es sollte außerdem ermöglicht werden, standorttypische Hintergrundwerte aus regionalen Untersuchungsbefunden abzuleiten.

Für die Gewinnung von Beregnungswasser oder Wasser zur Viehtränke ist neben Grundwasser auch die Gewinnung aus Oberflächengewässern zu beachten. In der BglBb werden dazu Hintergrundwerte angegeben, die denen des Trinkwassers entsprechen (s. Tabelle 6-37). Erläuternd wird in den BglBb angemerkt, dass die Verwendung der Konzentrationen von Trinkwässern konservativ ist, da im Trinkwasser im Mittel kleinere Aktivitätskonzentrationen gemessen werden als in Oberflächen- und Grundwässern.

Tabelle 6-38: Geogene Konzentrationen und abgeschätzte Hintergrundwerte natürlicher Radionuklide im Grundwasser des norddeutschen Lockergesteins

		U-238	U-234	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Po-210	Ra-228	Th-228	Ra-224	Th-232
Grundwasser (Rohwasser) von 16 Wasserwerken in MV, ST, NI, NRW (Analysen: BfS Berlin)											
Anzahl		16	16	16	16	16	16	16			
Median		1,5	2 ⁺⁾	9,3	8.100	1,8	0,6	12,5			
Grundwasser, Altmark /GEL 97a/											
Anzahl		12	12								
Median	mBq/l	1,4	1,9								
Grundwasser, Gebiet Fürstenwalde /GEL 97a/											
Anzahl		29	29								
Median	mBq/l	0,4	0,9								
Zusammenfassung: Eingeschätzte Hintergrundwerte für norddeutsche Lockergesteine											
	mBq/l	1,5	2	8	6.000	2	1	12	1	10	0
Hintergrundwerte für Gebiet Oranienburg nach /HGN 01b/											
	mBq/l	5		8	7.000	5		5	1	10	0,1
Vergleichswerte Trinkwasser BglBb (Tabelle 6-35)											
	mBq/l	20	20	20	k.A.	5	2	20	1		
Messwert WW Moers-Geerd (Gebiet Rheinberg; Messungen BfS)											
Rohwasser	mBq/l	8	k.A.	2,4	17.000	< 2	0,75	< 2,6			
Vergleichswerte Trinkwasser / Mineralwasser, Deutschland , /BÜN 01/											
Median	mBq/l	6	k.A.	5	5.900	5,7 ^{*)}	1,6 ^{*)}	12 ^{*)}	1 ^{*)}		0,5 ^{*)}
Trinkwasseranalysen IAF/VKTA 2004-2006 /FLE 06/											
		125	36	85		83	15	85			
Median	mBq/l	5	6	8	k.A.	<7	1	8			
Mineralwasseranalysen IAF/VKTA 2004-2006 /FLE 06/											
		608	55	452		75	45	451			
Median	mBq/l	8	10	8	k.A.	10	1	6			

⁺⁾ Wert abgeschätzt aus Messwerten U-234/U-238 = 1,4

^{*)} Werte überwiegend aus Messungen im Erzgebirge und Vogtland abgeleitet

Eine Zusammenstellung von Messdaten aus Flüssen in Tabelle 6-39 zeigt, dass (trotz einer sehr geringen Datenbasis) für Oberflächengewässer möglicherweise andere Radionuklidkonzentrationen als für Grundwasser anzusetzen sind. Die in Tabelle 6-39 aufgeführten Daten weisen darauf hin, dass vor allem Uran in den Oberflächengewässern in höheren Konzentrationen als im Grundwasser, Radium im Unterschied dazu in geringeren Konzentrationen vorkommt. Die Messbefunde des Hoerstgener Kendel aus dem Niederrhein-gebiet passen sich gut in dieses Bild ein. Aus diesen Befunden ergibt sich für eine realistische Berücksichtigung von Hintergrundwerten ein Bedarf an entsprechenden Abschätzungen für Oberflächengewässer. Hier

ist die verfügbare Datenlage derzeit noch sehr begrenzt. Vor allem für die Nuklide Pb-210, Po-210 fehlen Messdaten zur Ermittlung von Hintergrundwerten.

Tabelle 6-39: Radionuklidkonzentrationen in Oberflächenwässern

		U-238	U-234	Ra-226	Rn-222	Pb-210	Po-210	Ra-228	Th-228	Ra-224	Th-232
Flüsse, globale Mittelwerte (U: /PAL 93/, Ra: /IYE 90/)											
	mBq/l	3,4	4,2	1,7				1,7			
3 Flüsse in Norddeutschland (Warnow, Peene, Havel) (s. /GEL 97a/)											
Median	mBq/l	13,6	14								
Hoerstgener Kendel (unkontaminiertes Gewässer im Gebiet Rheinberg) /HGN 06/											
	mBq/l	13,5		3,4		6,6		7,2			

Spezifische Aktivität des Bodens

Angaben über die spezifische Aktivität unkontaminierter Sande und Kiese enthält Tabelle 6-40. Da in den Gesteinen von einem Gleichgewicht in den Uran- und Thoriumreihen ausgegangen werden kann, werden nur die Mutternuklide U-238 und Th-232 angegeben. Der typische Wertebereich ist ebenfalls benannt.

Tabelle 6-40: Geogene Gehalte und Hintergrundwerte natürlicher Radionuklide sowie daraus resultierende Bodenstrahlung

Gebiet	Lit.	U-238sec (Ra-226) Bq/kg		Th-232sec (Th-232) Bq/kg		Bodenstrahlung H* nSv/h	
		Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich
unspezifisch (Sand, Kies)	/LEH 96/	15	1 - 39	16	1-64	39	21 - 86
Niedersachsen	/HAR 04/	17		22		45	
Hintergrundwert Niederrhein	/HGN 06/	30	25 - 35	25	20 - 30	54	45 - 60
Referenzwert BglBb		50		40		76	

Die aus den spezifischen Aktivitäten nach Gl. (6-8) abzuleitende Bodenstrahlung für einen Boden mit einer K-40 Aktivität von 400 Bq/kg (entsprechend 20 nSv/h) sind in Tabelle 6-40 mit aufgeführt. Sie zeigen, dass die für den Niederrhein als standorttypisch ermittelte Bodenaktivität und die damit korrespondierende Bodenstrahlung für norddeutsche Verhältnisse nicht konservativ im Sinne der Expositionsermittlung gewählt wurden.

Weidegras

Die Messergebnisse für Weidegras liegen für die Radionuklide U-238, Ra-226 und Ra-228 um einen Faktor 2 über den Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlage Bergbau, die Messwerte für Pb-210 sogar um einen Faktor 9. Der Vergleich der Messergebnisse vom Weidegras mit den von /VAH 04/ in Weide- und Wie-

senbewuchs aus Niedersachsen gemessenen spezifischen Aktivitäten zeigt ebenfalls, dass diese Werte im oberen Bereich des natürlichen Hintergrundes liegen.

Nahrungsmittel

Die gemessenen spezifischen Aktivitäten für die Fischproben liegen unter den Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlage Bergbau.

Gesamtbewertung

In Tabelle 6-41 sind die nach den Vorgaben der BglBb berechneten natürlichen Expositionsanteile eines Kleinkindes mit standorttypischen Hintergrundwerten für die hier untersuchten Modellgebiete verglichen. Es zeigt sich, dass bei Verwendung der Werte nach BglBb die zusätzliche Strahlenexposition für die Altersgruppe 1- 2 a um ca. 0,2 mSv unterschätzt werden können. Den Hauptbeitrag zu dieser Unterschätzung liefert der Nahrungspfad, aber auch die Summe von äußerer Exposition und Direktingestion ist mit zusammen 0,06 mSv zu beachten, wenn die zusätzliche Exposition in die Nähe des Richtwertes von 1 mSv fällt.

Tabelle 6-41: Vergleich der nach BglBb berechneten natürlichen Expositionsanteile eines Kleinkindes mit Referenzwerten der BglBb und standorttypischen Hintergrundwerten

	Referenzwerte nach BglBb	Standorttypische Hintergrundwerte	Differenz
Altersgruppe	1-2a	1 - 2 a	
Äußere Exposition (1000 Std.)	0,12 mSv	0,081 mSv	0,039 mSv
Boden Direktingestion (1000 Std., AF = 2)	0,050 mSv	0,031 mSv	0,019 mSv
Inhalation von Staub (1000 Std.; AF = 4)	0,002	0,001	0,001
Verzehr lokal angebaute Nahrungsmittel (incl. Trinkwasser)	0,322 mSv	0,20 (*)	0,12 mSv
Trinkwasser	0,018 mSv	0,010	0,008 mSv

(*) nicht als standorttypisch berechnet, sondern nach UNSCEAR 2000 übertragen

Da zu hohe Hintergrundwerte die zusätzliche Exposition (rechnerisch) verringern, sind realistische Festlegungen von Hintergrundwerten für die Ausweitung der Berechnungsgrundlagen auf ganz Deutschland notwendig.

Für Trinkwasser ist eine besondere Betrachtung nötig, da hier neben der Richtdosis von 1 mSv für alle Expositionen auch der Richtwert der TrinkwV von 0,1 mSv zu beachten ist. Eine Berechnung der natürlichen Exposition nach BglBb (s. Tabelle 6-42) ergibt für die Altersgruppe der Säuglinge ($\leq 1a$) als kritische Gruppe eine Ingestionsdosis von über 0,1 mSv allein aus den Referenzwerten. Eine solche Exposition sollte andererseits im Trinkwasser nicht (mehr) vorkommen. Auch die Altersgruppe der 12 bis 17-Jährigen erhält vor allem durch Ra-228 eine relevante Exposition, die die Richtdosis der TrinkwV mit 0,031 mSv zu ca. 1/3 ausschöpft.

Tabelle 6-42: Vergleich von Ingestionsdosen durch Trinkwasserverzehr mit Referenzwerten nach BglBb und Hintergrundwerten Norddeutschland

	Ingestionsdosis Trinkwasser in mSv/a					
	≤ 1 a	1 - 2 a	2 - 7 a	7 - 12 a	12 -17 a	> 17 a
Referenzwerte nach BglBb	0,142	0,018	0,011	0,017	0,031	0,010
Hintergrundwerte Norddeutshl. nach Tabelle 6-38	0,080	0,010	0,006	0,009	0,017	0,005
Differenz	0,061	0,008	0,005	0,008	0,014	0,005

6.8.4 Schlussfolgerungen

Die Analyse der verfügbaren Daten der beiden hier untersuchten Gebiete zeigt, dass die Hintergrundwerte im pleistozän geprägten norddeutschen Tiefland für die meisten zu betrachtenden Umweltmedien niedriger als die in den BglBb derzeit enthaltenen Werte ausfallen. Die Wirkung dieser niedrigeren geogenen Gehalte auf die zusätzliche Exposition fällt pfadbezogen und altersgruppenbezogen unterschiedlich aus. Insgesamt führt aber die Überschätzung der Hintergrundwerte durch die BglBb zu einer tendenziellen Unterschätzung der Exposition. Daher sind für eine deutschlandweit anzuwendende Regelung neue Hintergrundwerte festzulegen. Für die ODL, die Bodenaktivität, Grundwasser und Nahrungsmittel stehen umfangreiche Daten aus Messprogrammen des BfS, diverser Forschungsarbeiten und bei Speziallabors zur Verfügung. Keine ausreichende Datenbasis existiert allerdings derzeit für die Radionuklidkonzentrationen in Oberflächengewässern.

7 Zusammenfassung

Im vorliegenden Abschlussbericht II zur Weiterentwicklung des Leitfadens /BfS 05/ werden modellhafte Untersuchungen an 2 Standorten beschrieben. Als Modellgebiete wurden Flächen im Stadtgebiet Oranienburg und eine Fläche am Rheinberger Altrhein im Niederrheingebiet gewählt.

Das Stadtgebiet Oranienburg stellt mit einer überwiegend durch Thorium dominierten Altlast einen Fall dar, der sich von den sonstigen Hinterlassenschaften mit uran- oder radiumdominierten Kontaminationen deutlich unterscheidet und als typisches Beispiel einer industriellen Hinterlassenschaft in einem städtischen Umfeld anzusehen ist. Das Gebiet am Rheinberger Altrhein ist Sedimentationsgebiet für Ableitungen des Steinkohlenbergbaus und weist als solches eine deutliche Radiumkontamination der Böden in Überschwemmungsgebieten auf. Dieses Gebiet wurde ausgewählt, da Radiumkontaminationen von Gewässersedimenten mehrfach in Deutschland vorkommen, es andererseits dazu aber für diese spezifische Kontamination bisher wenig systematische Untersuchungen gibt.

Durch Auswertung von Datenbeständen aus verschiedenen Voruntersuchungen und ergänzt durch vorhabensbezogene Untersuchungen konnte für beide Gebiete auf einen umfangreichen Kenntnisstand zurückgegriffen werden. Diese Kenntnisse und Daten wurden genutzt, um Aspekte der Anwendung der BglBb und des dazu erarbeiteten Leitfadens /BfS 05/ zu untersuchen.

Aus der Prüfung von Expositionsszenarien und Expositionspfaden wurden folgende Erkenntnisse gewonnen:

- Das in den BglBb enthaltene Vorgehen kann anknüpfend an Michel /MIC 05/ in ein allgemeineres Konzept zur realistischen Ermittlung von Strahlenexpositionen integriert werden, bei der sich die realistische Ermittlung nicht an der Genauigkeit der Ergebnisse, sondern an der konzeptionellen Ausrichtung der Ermittlung orientiert. Durch klare Unterscheidung von Bezugspersonen für die die Ermittlung durchgeführt wird (hier: Referenzpersonen), Konventionsgrößen zur Sicherung der Vergleichbarkeit und Messgrößen zur Modellierung der fallbezogenen Expositionsbedingungen kann der Realismus differenziert eingeschätzt werden.
- Die ausschließliche Betrachtung zulässiger Nutzungen bei der Analyse von Expositionsszenarien kann das reale Verhalten der Bevölkerung in Bezug auf die Exposition unterschätzen.
- Einwirkstellen sind unter Beachtung des Verhaltens der zu bewertenden Bezugspersonen (Hier: Referenzpersonen) in ihren Ausdehnungen abzugrenzen.
- Zukünftige Situationen sind nicht nur planungsrechtlich zu definieren. Vielmehr sind auch Veränderungen der Kontaminationssituation durch natürliche Prozesse möglich. Für die Prognose solcher Veränderungen im Boden von Überschwemmungsgebieten wurden Modelle entwickelt, die über die Bestimmung von Sedimentationsparametern eine Abschätzung zukünftiger Aktivitäten gestatten.
- Die in den BglBb enthaltenen Nutzungen Ackerboden, Gartenboden und Weideboden reichen für die Charakterisierung von Standorten allgemeiner NORM-Altlasten nicht aus.

Die Prüfung von Expositionsparametern erbrachte folgende Ergebnisse:

- Die in den BglBb vorgegebenen Expositionszeiten für den Aufenthalt im Freien überschätzen für die in dieser Arbeit untersuchten Standorte wahrscheinliches reales Verhalten. Vergleichswerte aus Erhebungsuntersuchungen und den Berechnungsannahmen der BBodSchV lassen niedrigere Werte realistischer erscheinen.

- Die Bodendichte im Überschwemmungsgebiet am Rheinberger Altrhein erwies sich als wesentlich geringer als es in den BglBb angesetzt wird. Eine Konsequenz dieser geringen Dichte ist eine in Bezug auf die massenbezogene spezifische Aktivität verringerte Bodenstrahlung.
- Durch den Zerfall von Ra-228 kann es im Gebiet am Rheinberger Altrhein zu einer Veränderung der Bodenstrahlung kommen. Die Prognose dieser Veränderung (die im vorliegenden Fall sehr klein ausfällt) ist durch Quantifizierung der den Nuklidgruppen zuzuordnenden Messwerte der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung (Ortsdosisleistung) möglich.
- Für beide in dieser Arbeit untersuchte Gebiete trug der Staubpfad nur gering zur potentiellen Gesamtexposition bei. Die Bezugsaktivität für den Staubpfad wird in den BglBb gemittelt über die oberen 10 oder 20 cm des Bodens bestimmt. Dieser Tiefenbereich ist dann relevant, wenn technische Eingriffe zur Staubbildung beitragen. Bei Staubentstehung auf ruhenden Flächen, sind die nach BBodSchV zu betrachtenden 0-2 cm repräsentativer.
- Die Bewertung der Direktiongestion mit einer Orientierung auf einen Tiefenbereich von 0-20 cm kann zu Unterschätzungen der Exposition führen, da in Sedimentationsgebieten deutliche Tiefenabhängigkeiten der Kontamination vorliegen.
- Die Aufkonzentrierungsfaktoren sind in den Ableitungen zu Prüfwerten nach BBodSchV wesentlich größer als nach den BglBb.
- Die unterschiedlichen Dosiskoeffizienten von Po-210, wie sie gemäß BglBb und den Daten des Bundesanzeigers zur StrlSchV zu verwenden sind, führen bei der Direktiongestion von Böden zu deutlichen Unterschieden bei der Ingestionsdosis. Hier wird ein Regelungskonflikt gesehen, der in seinen Auswirkungen schwierig vermittelbar ist.
- Die Exposition von Personen der Bevölkerung über Nahrungsmittel stellt bei kontaminierten Flächen einen bedeutenden Expositionspfad dar. Die kritische Gruppe sind die Säuglinge (< 1a). Bisher fehlt im Leitfaden /BfS 05/ ein Leitfadenelement zum Nahrungspfad.
- Die durch Messungen ermittelten Transferfaktoren Boden-Weidegras und Wasser – Fischfleisch stimmen hinreichend gut mit Literaturwerten und Angaben der BglBb überein. Die Anwendbarkeit der Transfermodelle der BglBb ist daher auch für die hier untersuchten Altlasten im norddeutschen Raum gegeben.
- Die im Leitfadenelement Grundwasser vorgegebenen Relevanzkriterien sind auf die Modellgebiete anwendbar.
- Das im Leitfadenelement formulierte Ausschlusskriterium stellt aufgrund der Vielzahl der einbezogenen Radionuklide sehr hohe Anforderungen an die Bestimmungsgrenzen der zu messenden Radionuklide. Wird bei einer Unterschreitung der Bestimmungsgrenze deren Wert verwendet, so ist das Kriterium häufig nicht eingehalten.
- Im Leitfadenelement ist als Sickerwassereintrag in das Grundwasser der Pfad Gewässer – Grundwasser nicht speziell beschrieben. Dieser Pfad kann aber durchaus zu Grundwasser-Kontaminationen beitragen.
- Für eine Sickerwasserprognose können Transferfaktoren aus Laboruntersuchungen genutzt werden, um eine orientierende Einschätzung der Radionuklidfreisetzung vorzunehmen. Diese Transferfaktoren dürfen aber nicht aus k_d -Werten abgeleitet werden, die bei der Transportmodellierung benutzt werden.
- Hintergrundwerte sind in Norddeutschland, insbesondere in Gebieten mit Ablagerungen pleistozäner Sande und Kiese kleiner als die in den Berechnungsgrundlagen angesetzten Werte. Die Auswirkung einer Korrektur auf die Berechnungsergebnisse ist insgesamt eher klein, sollte aber allein aus Gründen der Glaubwürdigkeit und Konsistenz ausgeführt werden.

Ingesamt zeigte die Bearbeitung, dass sowohl die BglBb als auch der zugehörige Leitfaden /BfS 05/ in wichtigen Teilen auf NORM-Altlasten übertragbar sind. Im Einzelnen ist jedoch eine teilweise wesentliche inhaltliche Überarbeitung erforderlich, wenn damit eine deutschlandweite Richtlinie geschaffen werden soll.

8 Empfehlungen

Ausgehend von den Ergebnissen dieser Arbeit können folgende Empfehlungen zur Weiterentwicklung der BglBb und des Leitfadens /BfS 05/ abgeleitet werden:

- Um den vorhandenen Leitfaden auf andere NORM-Altlasten auszuweiten, bedarf es einer grundsätzlichen Erweiterung. Diese Erweiterung sollte industrielle Altlasten in ihrer ganzen Vielfalt berücksichtigen, andere Standorttypen (Nutzungstypen) als bisher enthalten und um ein Element Nahrungspfad ergänzt werden.
- Zur realistischen Modellierung von Expositionen sollten rechtlich eingeschränkte Nutzungen berücksichtigen können, wenn die Realität ein abweichendes Verhalten von Personen nahe legt oder es in der Realität nachgewiesenermaßen zu solchem Verhalten kommt.
- Zukünftige Situationen sind nicht nur planungsrechtlich zu definieren. Vielmehr sind auch Veränderungen der Kontaminationssituation durch natürliche Prozesse zu beachten. Für Überschwemmungsgebiete kann dabei auf die in dieser Arbeit entwickelten Modelle aufgebaut werden.
- Der für die Ermittlung der spezifischen Aktivität der Direktgestion von Boden relevante Tiefenhorizont wird in den BglBb nur für die Nutzungen Ackerboden, Gartenboden und Weideboden ausgewiesen. Für Industriegelände, Brachland und Naturschutzflächen sind derartige Werte nicht explizit ausgewiesen. Hier sollte eine abdeckende Vorgabe für alle möglichen Nutzungsformen erfolgen.
- Aufgrund der Ergebnisse ausgewerteter Studien sind abweichend von den BglBb auch für Kinder unter 1 a Bodeningestionen möglich. Es sollte daher geprüft werden, ob eine Berücksichtigung der Altersgruppe „< 1 a“ notwendig ist.
- Die Dichte (Trockendichte) des Bodens in Niederungsgebieten kann deutlich unter $1,2 \text{ g/cm}^3$ liegen. Derartig geringe Dichten können zu einer geringeren Direktstrahlung führen als nach den Berechnungsformeln nach UNSCEAR erwartet wird. Die Ermittlung der in-situ-Dichte von Böden sollte daher als Teil der Bodenuntersuchungen mit aufgenommen werden.
- Sofern von den bisherigen Vorgaben der StrlSchV abweichende Dosiskoeffizienten in ein Regelwerk aufgenommen werden sollen, wird empfohlen auch andere chemische Bindungsformen, insbesondere sulfatische Ra-Salze daraufhin zu überprüfen, ob eine Neufestlegung von Dosiskoeffizienten angemessen ist.
- Bei der Ermittlung von Expositionen von Altlasten mit anderen Nuklidzusammensetzungen als beim Uranbergbau typisch müssen die Nuklide der Th-232 Reihe, insbesondere Ra-228 unbedingt berücksichtigt werden. Eine entsprechende Erweiterung der Nuklidliste in den Berechnungsgrundlagen ist erforderlich, wenn andere NORM kontaminierte Altlasten einbezogen werden sollen.
- Von den Nahrungspfaden der BglBb ist nach den Ergebnissen der hier untersuchten Modellgebiete, aber auch unter Beachtung allgemeiner Produktionsstrukturen in Deutschland der Nahrungsanteil Getreide

bei NORM-Altlasten zu überdenken. Für den Verzehr von Fisch sollte eine Einschränkung auf messbar kontaminierte Gewässer geprüft werden.

- Der Ausbreitungspfad Gewässer – Grundwasser kann aber durchaus zu Grundwasser-Kontaminationen beitragen. Er sollte daher als spezieller Sickerwasserpfad in ein Richtlinienwerk aufgenommen werden.
- Für eine orientierende Einschätzung von Radionuklidfreisetzungen mit dem Sickerwasser sollten Transferfaktoren für wichtige Materialtypen und Nuklidvektoren (s. Abschlussbericht I) aus Laboruntersuchungen abgeleitet werden. Die Nutzung von Transferfaktoren, die aus k_d -Werten abgeleitet werden, ist nicht zu empfehlen.
- Für eine deutschlandweit anzuwendende Regelung sind neue Hintergrundwerte festzulegen. Dabei sollten auch repräsentative Werte für die Konzentration beurteilungsrelevanter Radionuklide in Gewässern ermittelt werden.

9 Literatur

- /AVV 03/ Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum § 47 StrlSchV. Stand 17.04.2003
- /BAC 99/ Bachmann, Oltmann, Konietzka, Schneider. Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten
- /BBG 98/ Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) - Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998
- /BfS 05/ BfS - Leitfaden zur Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten. Veröffentlicht auf: <http://www.bfs.de/ion/anthropg/fachinfo/leitfaden/leitfaden.html/print>, (Stand 08.03.2005)
- /BGR 05/ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, AD-HOC-Arbeitsgruppe Boden. Bodenkundliche Kartieranleitung (5. Auflage), Hannover 2005.
- /BIO 95/ BIOMOVS II (Techn. Report No. 4). Long term contaminant migration and impacts from uranium mill tailings. Nov. 1995
- /BMU 99a/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau) Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 155. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 02./03.07.1998, durch BMU und BfS überarbeitete Fassung, Stand 30.07.1999.
- /BMU 99b/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität, Berechnungsgrundlagen – Bergbau - Teil: Radon. BMU, 1999.
- /BMU 01a/ Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz vom 20. Juli 2001, Artikel 1: Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV), BGBl. I, Nr. 38, S. 1714, Bonn, 26. Juli 2001
- /BMU 01b/ Begründung zur Neufassung der Strahlenschutzverordnung, BR-Drucksache 207/01 vom 16. März 2001.
- /BMU 01c/ Bekanntmachung der Dosiskoeffizienten. Bundesanzeiger Nr. 160 a und b vom 28.08.2001
- /BMU 01d/ Dosiskoeffizienten bei äußerer und innerer Strahlenexposition Teil I – Dosisleistungskoeffizienten bei äußerer Strahlenexposition. Bundesanzeiger vom 23. Juli 2001
- /BMU 01e/ Dosiskoeffizienten bei äußerer und innerer Strahlenexposition Teil II - Dosiskoeffizienten bei innerer Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung . Bundesanzeiger vom 23. Juli 2001
- /BMU 04/ Verein für Kernverfahrentechnik und Analytik Rossendorf e.V. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und des Bundesamts für Strahlenschutz. Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder. Mai 2004
- /BS 99/ Ableitung von Überwachungsgrenzen für Reststoffe mit erhöhten Konzentrationen natürlicher Radioaktivität.
- /BÜN 01/ Bünger, Th.: Vortrag 33. Radiometrisches Seminar Theuern, Nov. 2001
- /COP 93/ Copenhagen, S.A.; Krishnaswami, S. et.al. Retardation of ²³⁸U and ²³²Th decay chain radionuclides in Long Island and Connecticut aquifers. Geochimica Cosmochim. Acta 57, 597-603, 1993.
- /CVU 06/ Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt Freiburg. 20 Jahre Tschernobyl - die Lebensmittelüberwachung Baden-Württemberg zieht Bilanz. 2006

- /DIC 92/ Dickson, B.L. and A.L. Herczeg: Naturally-occurring radionuclides in acid-saline groundwater around lake Tyrrell, Victoria Australia. *Chemical Geology* 96(1992) 95 -114
- /DSK/ www.deutsche-steinkohle.de
- /DSK 04/ Deutsche Steinkohle AG. Informationsbroschüre Bergwerk West. Hauptabteilung Kommunikation. Shamrockring 1. 44623 Herne
- /ENV 91/ Environmental Studies. Transfer von Blei 210 und Radium 226 in Umweltproben von Uranabbaustätten in Sachsen, 1991-1993
- /EPA 99/ Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occuring Radioactive Materials.- Committee on Evaluation of EPA Guidelines for Exposures to Naturally Occuring Radioactive Materials, Board on Radiation Effects Research, Commission on Life Sciences, National Research Council, Washington DC 1999.
- /EUR 96/ 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* L 159
- /EUR 02/ European Commission. Guidance on the realistic assessment of radiation doses to members of the public due to the operation of nuclear installations under normal conditions. RP 129. 2002
- /FEI 97/ Feige, S. Radionuklid-Kontaminationen von Wässern, Sedimenten und Böden durch den Steinkohle- und Braunkohletagebau. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Universität Gesamthochschule Essen, Fachbereich Bio- und Geowissenschaften. Essen 1997
- /FLE 03/ Flesch, K., R. Knappik, M. Köhler, H. Schulz: Bestimmung der Gesamtrichtdosis in Trink- und Mineralwässern. *Strahlenschutz Praxis* H. 3 (2006) S. 34-41.
- /FUG 97/ Gutachten zur Thorium und Urankontamination am Standort Oranienburg, Lindenring. Fugro Consult GmbH und HGN Hydrogeologie GmbH, 01.12.1997
- /GEL 95/ Gellermann, R., H. Dörr und K. Nindel: Bestimmung von Migrationsparametern natürlicher Radionuklide im Grundwasser des Bergwerksfeldes Königstein. In: *Uranium-Mining and Hydrogeology* (Eds. B. Merkel u.a.), Verlag Sven von Loga, Köln 1995, S.177-185
- /GEL 97a/ Gellermann, R. und W. Stolz: Uran in Wässern. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 9 (1997) 87-92
- /GEL 97b/ Gellermann, R., K. Nindel, J. Schreyer: Mobilisierung und Migration natürlicher Radionuklide – Grundlage für die Expositionspfadanalyse an Standorten der Uran-Bergbausanierung. In: *Uranium Mining and Hydrogeology II.* (Herausg. B. Merkel, C. Helling). Verlag Sven von Loga. Köln 1998, S. 375-382
- /GEL 02/ Gellermann, R., Haberlau, U., Hahn, M., Beetz, J.: Prüfwerte für die Beurteilung der Grundwassergefährdung durch radioaktive Bodenkontaminationen. *Altlasten spektrum* H.6 (2002) S. 294-302
- /GEL 03/ Gellermann, R., Haberlau, U., Hahn, M., Beetz, J.: Ableitung von Prüfwerten zur Beurteilung der Grundwassergefährdung durch radioaktive Bodenkontaminationen. *Zbl. Geol. Paläont. Teil I* Heft ½. Stuttgart Februar 2003
- /GER 06/ Gerler, J., K. Gehrcke, R. Gellermann: Der nutzbare Grundwasserleiter nach Anlage XII Teil B Strahlenschutzverordnung. In: *Strahlenschutz-Aspekte bei natürlicher Radioaktivität.* 38. Jahrestagung Fachverband Strahlenschutz. TÜV Media GmbH, Köln (2006) S. 181-190. (Bandherausgeber: E. Ettenhuber, R. Giessing, E. Beier, A. Bayer)
- /GRS 03a/ Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH: Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten. Leitfadenelement Modellierung der atmosphärischen Ausbreitung von Radon und Schwebstaub aus bergbaulichen Hinterlassenschaften. 2003 (veröffentlicht in /BfS 05/)

- /GRS 03b/ Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH: Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten. Leitfadenelement Grundwasserpfad bei Halden des Alt- und Uranbergbaus. 2003 (veröffentlicht in /BfS 05/)
- /HAR 04/ Harb, S. R. M.: On the human radiation exposure as derived from the analysis of natural and manmade radionuclides in soils. Dissertation, Universität Hannover 2004
- /HGN 97/ HGN Hydrogeologie GmbH: Studie zur Deponierung von thoriumhaltigem Bodenaushub, 1997 (unveröffentl.)
- /HGN 00a/ HGN Hydrogeologie GmbH: Bewertung von Bereitstellungsflächen für radioaktiv belasteten Bodenaushub aus dem Stadtgebiet von Oranienburg; 21.07.2000
- /HGN 00b/ HGN Hydrogeologie GmbH: Erkundung und Gefährdungsabschätzung für den Bereich Busbahnhof in Oranienburg, Teil 1: Historische Recherche und Erstbewertung; 28.11.2000
- /HGN 00c/ HGN Hydrogeologie GmbH: Erkundung und Gefährdungsabschätzung für den Bereich Busbahnhof in Oranienburg, Teil 2: Orientierende Untersuchung; 28.11.2000
- /HGN 01a/ HGN Hydrogeologie GmbH: Erkundung und Gefährdungsabschätzung für den Bereich Busbahnhof in Oranienburg, Teil 3: Detaillierte Erkundung; 15.10.2001
- /HGN 01b/ HGN Hydrogeologie GmbH: Ableitung von Prüfwerten für die Beurteilung einer Grundwassergefährdung durch natürlich radioaktive Altlasten im Gebiet der Stadt Oranienburg; 09.08.2001
- /HGN 02a/ HGN Hydrogeologie GmbH: Untersuchung radioaktiver Kontaminationen auf dem Gelände der KiTa Lindenring, Oranienburg; 30.11.2002
- /HGN 02b/ HGN Hydrogeologie GmbH: Historische Erkundung Garagenkomplex Lindenring, Oranienburg; 30.11.2000
- /HGN 06/ HGN Hydrogeologie GmbH: Radiologische Bewertung der Grubenwässer - Einleitungen des Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana; 31.03.2006
- /ISR 51/ Israel, H.: Compendium of Meteorology (Ed. T.F. Malone). American Meteorological Soc. Boston (Mass.) 1951
- /IVA 92/ Ivanovich, M. und R.S. Harmon: Uranium-series Disequilibrium. Application to Earth, Marine,, and Environment Sciences. Second Edition. Oxford Science Publications. Clarendon Press. Oxford, 1992
- /IYE 90/ Iyengar, M.A.R.: The natural distribution of radium. In The Environmental Behaviour of Radium. IAEA Vienna, 1990. S. 59 - 128
- /KIC 05/ Kirchner, G., M. Kümmel: Realistische Ermittlung der Strahlenexposition in Deutschland. In: Realistische Ermittlung der Strahlenexposition. Klausurtagung des Ausschusses „Radioökologie“ der Strahlenschutzkommission, Nov. 2003. Elsevier. Urban & Fischer. München, Jena 2005
- /KLÖ 93/ Klös, H. und Schoch, C: Altersklassierung von Gewässersedimenten. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie; UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 5 (5) 253- 258 (1993)
- /KOC 98/ Koch, B.: Radionuklidtransfer in Erlen auf dem Tailing Schneckenstein (Westerzgebirge) im Kontext der Sanierung und Rekultivierung
- /KOS 92/ Koß, V., A. Winkler, E. Bütow: Experimental investigation and modelling of the radionuclides from the Ellweiler Uranium Mill Tailings. Radiochim. Acta 58/59 (1992) S. 447 – 451
- /LEH 96/ Lehmann, R.: Strahlenbelastung durch natürliche Radionuklide in Baumaterialien, fossilen Brennstoffen und Düngemitteln. In: A. Siehl (Herausg.) Umweltradioaktivität. Verlag Ernst und Sohn, Berlin 1996
- /LAB 03a/ Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, LABO. Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, 2003

- /LAB 03b/ Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). Altlastenausschuss (ALA). Unterausschuss Sickerwasserprognose. Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Juli 2003
- /LAB 06/ Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). Altlastenausschuss (ALA). Unterausschuss Sickerwasserprognose. Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen, Entwurf Stand 05/2006
- /LAN 05/ Landfermann, H.-H.: Rechtliche Anforderungen und Überlegungen an die Realitätsnähe der Ermittlung der Strahlenexposition. In: Realistische Ermittlung der Strahlenexposition. Klausurtagung des ausschusses „Radioökologie“ der Strahlenschutzkommission, Nov. 2003. Elsevier. Urban & Fischer. München, Jena 2005
- /LAW 04/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. LAWA (Dezember 2004): Ableitungen von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser
- /LPL 00/ Büro für Landschaftsplanung A. Rosenkranz (Berlin) und B. Kronenberg (Klein-Mutz). Erläuterungsbericht zum Landschaftsplan Oranienburg, 2. Überarbeitete Fassung (Stand 12/2000); AG: Stadtplanungsamt Oranienburg
- /LUA 98/ LUA NRW Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Verzehrstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhr-Gebiet
- /MAT 06/ Schriftliche Mitteilung von H. Materne (Stadt Oranienburg, Stadtplanungsamt) an Herrn Dr. R. Gellermann. 08.08.2006
- /MEI 92/ Meier, H., E. Zimmerhackl, G. Zeitler, P. Menge, W. Albrecht: Experimental investigation of radionuclide diffusion in site specific groundwater/sediment systems. Radiochim. Acta 58/59 (1992) 341-346
- /MIC 05/ Michel, R.: Was ist und wofür benötigt man die realistische Ermittlung der Strahlenexposition. In: Realistische Ermittlung der Strahlenexposition. Klausurtagung des Ausschusses „Radioökologie“ der Strahlenschutzkommission, Nov. 2003. Elsevier. Urban & Fischer. München, Jena 2005
- /MPA 03/ Materialprüfungsamt Nordrhein-Westfalen: Ortsdosisleistungen und Probenahme im Raum Rheinberg und Kamp-Lintfort an der Fossa Eugeniana und an den Zuflüssen bis zur Mündung in den Rhein
- /PAL 93/ Palmer, M.R., J. M. Edmond: Uranium in River Water. Geochim. Cosmochim. Acta 57(1993) 4947 - 4955
- /POS 95/ Poschner, J., G. Schaller (1995): Richtwerte für die spezifische Aktivität von schwach radioaktiv kontaminierten Abfällen, die konventionell entsorgt werden. BfS-ISH-169/95.
- /SAN 86/ Sanierungs- und Naturschutzkonzept Rheinberger Altrhein. Sondergutachten. 1986
- /SCH 01/ Schmid, S.: Untersuchungen zur Radionuklidbelastung von Oberflächenwässern, Sedimenten und Böden als Folge des Steinkohlenbergbaus im Ruhr-Revier. Dissertation. Fachbereich Bio- und Geowissenschaften. Universität Essen 2001
- /SCH 02/ H. Schönbuchner: Untersuchungen zu Mobilität und Boden-Pflanze-Transfer von Schwermetallen auf/in uranhaltigen Haldenböden. Dissertation 2002
- /SCHW 05/ persönliche Mitteilung von J. Schwerdt (Schutzgemeinschaft Bergbaubetroffener Rheinberg e.V.) an Herrn Dr. R. Gellermann. 20.01.2005
- /SCH 98/ Scheffer, Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde, 14. Auflage, Enke-Verlag, Stuttgart 1998
- /SHE 90/ Sheppard, M.I. and D.H. Thibault: Partition coefficients for four major soil types. Health Physics 59 (1990) H. 4
- /STA 95/ Standards zur Expositionsabschätzung. Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene (AUH) der Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und –beamten der Länder (AGLMB), Hamburg: Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales (BAGS) Hamburg 1995

- /STA 03/ Staven, L. H.: A compendium of transfer factors for agricultural and animal products. Juni 2003
- /SSK 98/ Strahlenschutzkommission. Freigabe von Materialien, Gebäuden und Bodenflächen mit geringfügiger Radioaktivität aus anzeige- oder genehmigungspflichtigem Umgang. Empfehlung vom 12.02.1998:
- /SSK 03/ Strahlenschutzkommission. Störfallberechnungsgrundlagen zu § 49 StrlSchV - Neufassung des Kapitels 4: Berechnung der Strahlenexposition - Empfehlung der Strahlenschutzkommission. Verabschiedet in der 186. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 11. September 2003
- /TWV 03/ Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (01. Januar 2003)
- /UBA 98/ SISIM Sickerwasser-Simulation. (Autoren: D. Bergmann, P. Doetsch, D. Grünhoff). CD mit Begleittext. UBA F&E Vorhaben 203 40 823 (1998)
- /UBA 99/ Berechnung von Prüfwerten von Altlasten. Herausgeber: Umweltbundesamt (Bearbeiter: G. Bachmann, J. Oltmanns, R. Konietzka, K. Schneider) Erich Schmidt Verlag, Berlin 1999
- /ULR 93/ Ulrich, H.J.; Degueldre, C.: The sorption of ^{210}Pb , ^{210}Bi and ^{210}Po on Montmorillonite: a study with emphasis reversibility aspects and on the effect of the radioactive decay of adsorbed nuclides. Radiochimica Acta 62, 81-90, 1993.
- /UNS 00/ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Sources and effects of ionizing radiation. 2000
- /UVU 92/ Gruppe Ökologie und Planung. Umweltverträglichkeitsstudie zu Sanierungsmaßnahmen am Rheinberger Altrhein; 1992
- /VAH 04/ Vahlbruch, J.-W.: Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland. Dissertation, Universität Hannover 2004
- /VKT 03/ VKTA Rossendorf: Bestimmung der korngößenabhängigen Aufkonzentrationsfaktoren der spezifischen Aktivität von pb-210 in Hochofenschlamm. AG: VDEh Düsseldorf. Januar 2003
- /WAR 86/ Warnecke; E., G. Tittel, P. Brennecke, G. Stier-Friedland, A. Hollmann: Experimental investigations of possible radionuclide releases from the planned repositories in the Gorleben salt dome and Konrad iron ore mine as a part of the long term safety assessment. In: Siting, Design and construction of underground repositories for radioactive wastes. IAEA Vienna 1986; S. 401-416
- /WIL 03/ Will, W., Mielcarek, J., Schkade, U.-K.: Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammstrahlung in ausgewählten Regionen Deutschlands, BfS-SW-01/03; 2003
- /WIE 96a/ Wiegand, J.; Feige, S.; Schmidt, S.: Untersuchungsvorhaben „Messungen von ^{222}Rn , und ^{222}Rn – Folgeprodukte im Alten Rhein bei Ossenberg nach Zufluß des Moersbaches, nördlich Rheinberg“. Universität Essen, Fb 9 – Geologie, 1996
- /WIE 96b/ Wiegand, J.; Feige, S.: Radon-Messungen in den Zuflüssen der Erft und weiteren linksrheinischen Vorflutern zur Ermittlung der Radioaktivitätsquellen. Universität Essen, Fb 9 – Geologie, 1996.
- /WIE 06/ Mitteilung von J. Wiegand an Herrn Dr. Gellermann: Radonmessungen in Häusern am Rheinberger Altrhein. Bericht in Arbeit, 2006

Anhang C

Transportmodell für die Radonmigration

Abschlussbericht Teil II zum Vorhaben StSch 4416

Anhang C

Transportmodell für die Radonmigration aus Böden

(StSch 4416 Leitfaden NORM-Rückstände, Teil B, Komm.-Nr. 5.18.001.3.1)

Bearbeiter:

Dr. Hartmut Schulz (IAF)

1 Beschreibung der Bestandteile des Diffusionsmodells

Die Radonmigration in einem Boden kann vereinfachend als ein Dreiphasensystem (Boden, Porenwasser und Porenluft) betrachtet werden, in dem der Radontransport im luftgefüllten Porenraum durch das Zusammenspiel von diffusiven und konvektiven Prozessen abläuft, wobei insbesondere bei Halden konvektive Prozesse die Radonfreisetzung dominieren (s.u. [1], [2], [3]).

Auch die Radonexhalation auf einer nicht anthropogen beeinflussten Fläche ohne Haldenstruktur (z.B. Wiese, Brache) liefert ausgeprägte Tagesgänge, die ebenfalls durch die Temperaturunterschiede zwischen der Erdoberfläche und der umgebenden Luft getriggert werden. Exhalationsraten, gemessen gegen Mittag und um Mitternacht, unterscheiden sich etwa um den Faktor 2 - 3. Dieser Unterschied in den Exhalationsraten ist nicht vernachlässigbar und bei der Bewertung der Radonquellstärke ins Kalkül zu ziehen [2]. Abhängigkeiten der Radonexhalation vom Temperaturunterschied zwischen Boden und Atmosphäre wurden auch in speziell aufgebauten Versuchssäulen (Höhe 2 m, Querschnitt 1 m²), gefüllt mit Sand und Tailings, erhalten [4].

Betrachtet man ein 1-dimensionales Modell, lautet die entsprechende zeitabhängige Radontransportgleichung

$$\frac{\partial C(t, z)}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C(t, z)}{\partial z^2} - v' \frac{\partial C(t, z)}{\partial z} - \lambda C(t, z) + \lambda C_0. \quad (1)$$

Der erste Term auf der rechten Seite von (1) beschreibt die Diffusion des Radons im Medium Boden, wobei der effektive Diffusionskoeffizient $D' = D/n$ die Porosität n des Mediums berücksichtigt und die Dimension [m²/s] hat.

Der zweite Term beschreibt die Konvektion. Hier ist die Konvektionsgeschwindigkeit im Porenraum durch $v' = v/n$ gegeben. Im Folgenden werden konvektive Prozesse nicht berücksichtigt.

Der dritte Term auf der rechten Seite in (1) berücksichtigt den Zerfall des Radons während des Transportvorganges, wobei $\lambda = 2,1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ die Zerfallskonstante des Radons ist. Der vierte Term beschreibt die Radonproduktion, wobei die Produktionsrate im Porenraum durch

$$G_{Rn} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{m}^3 \cdot \text{s}} \right] = \lambda \cdot c_{Rn}^P = \lambda \cdot E \frac{\rho_d \cdot A_{Ra}}{n} = \lambda \cdot C_0 \quad (2)$$

gegeben ist. Letztere ist der Emanation E , der Trockendichte des Haldenmaterials bzw. des Bodens ρ_d und deren spezifischen Ra-226-Aktivität A_{Ra} proportional.

Für die Berechnung der Abhängigkeit des Diffusionsparameters D von der Porosität n und der Wassersättigung S existieren empirische Zugänge, wobei sich die Wassersättigung aus dem Verhältnis des Wasservolumens V_w zum Gesamtvolumen V

$$S = \frac{V_W}{V_P} = \frac{V_W}{n \cdot V} \quad (0 \leq S \leq 1). \tag{3}$$

errechnet. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden die Abhängigkeiten [5]

$$D_1' = D_0 \exp(-6 \cdot n (S - S^{14 \cdot n})) \tag{4}$$

sowie [6]

$$D_2' = \tau \cdot D_0 \exp(-4 \cdot (S - S \cdot n^2 + S^5)) \tag{5}$$

untersucht, wobei $D_0 = 1,1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ der Diffusionsparameter der Luft ist und $\tau = 0,7$ die Tortuosität angibt. In der Abbildung 1 sind die Diffusionskonstanten D_1' und D_2' in Abhängigkeit von der Wassersättigung S dargestellt, wobei wegen der Vergleichbarkeit die Tortuosität $\tau = 1$ gesetzt wurde. Wichtig ist zu konstatieren, dass der Wassergehalt die Diffusionskonstante stark beeinflusst und wassergesättigte Substrate durch sehr kleine Diffusionsparameter charakterisiert sind.

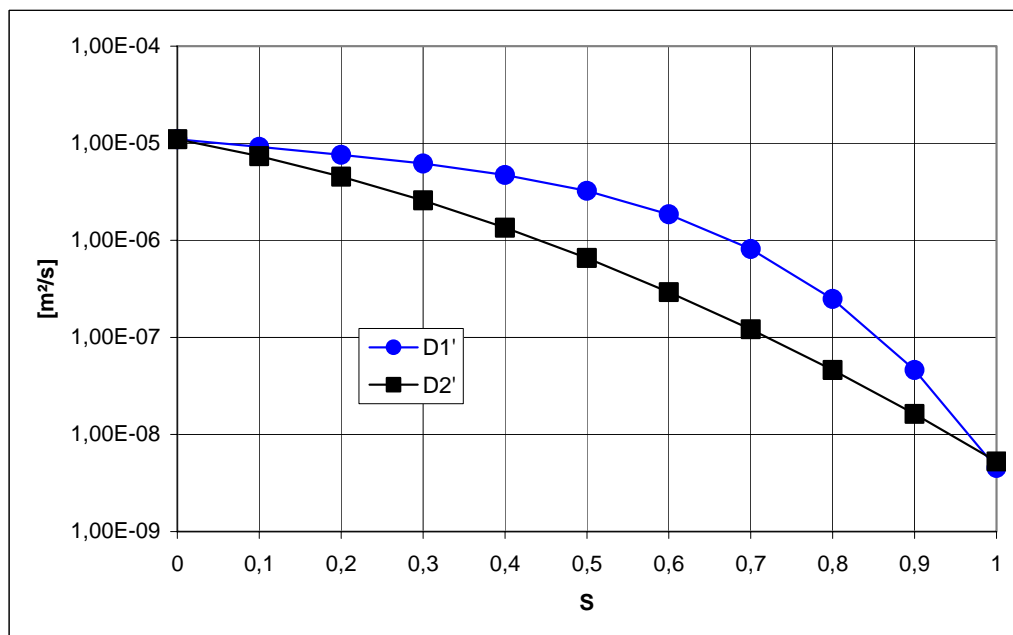


Abbildung 1: Diffusionskonstanten in Abhängigkeit von der Wassersättigung S

In der Tabelle 1 sind für typische Bodenarten die Diffusionskoeffizienten und die Porositäten zusammengestellt. Es ist zu erkennen, dass der Diffusionskoeffizient über 4 Größenordnungen variiert und in nassen Ton mit $ca. D = 2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ sehr gering ist. Die entsprechende Diffusionslänge $L_D = \sqrt{D/(n\lambda)}$ liegt bei 1,5 cm. Dieser Wert ist auch typisch für wassergesättigte Böden und Schlämme.

Tabelle 1: Diffusionskoeffizienten einiger wichtiger Bodentypen [7]

Bodentyp	Porosität n	Diffusionskoeffizient D [m ² /s]
Ton, naß	0,45	$2 \cdot 10^{-10}$
schluffiger Ton, feucht	0,45	$7 \cdot 10^{-8}$
schluffiger Sand	0,40	$3 \cdot 10^{-7}$
Schluff	0,40	$2 \cdot 10^{-7}$
kiesiger, sandiger Lehm, 4% Wasser	0,35	$2,7 \cdot 10^{-6}$
gleichförmiger feiner Sand, 17% Wasser	0,30	$5 \cdot 10^{-7}$
gleichförmiger mittlerer Sand	0,25	$6 \cdot 10^{-6}$
reiner Kies	0,20	$7 \cdot 10^{-6}$

2 Stationäre Lösung der Transportgleichung für ein unendlich ausgedehntes Medium

Löst man die Diffusionsgleichung (1) ohne Berücksichtigung der Konvektionsprozesse ($v' = 0$) für den stationären Fall $C(t \rightarrow \infty, z) = C(z)$ mit den Randbedingungen

$$C(z = 0) = 0, \quad (6)$$

$$C(z \rightarrow \infty) = C_0, \quad (7)$$

ergibt sich folgendes Tiefenprofil der Radonkonzentration im Boden

$$C(z) = C_0 \left(1 - e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D}} z} \right). \quad (8)$$

Hier entspricht $z = 0$ der Bodenoberfläche, während anwachsende positive Werte von z bedeuten, dass größere Tiefen betrachtet werden. Das Tiefenprofil wird in dieser einfachen Form durch den Diffusionskoeffizienten bestimmt, der von den Bodeneigenschaften und dem Wassergehalt des Bodens abhängt.

Für unterschiedliche Bodenarten ist in Abbildung 2 das so definierte Profil der Radonkonzentration in der Bodenluft als Funktion der Tiefe dargestellt.

Um die Ergebnisse besser vergleichen zu können, ist für alle unterschiedlichen Bodensubstrate die gleiche Produktionsrate von $0,21 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \text{ s})$ gewählt worden. Diese liefert für den asymptotischen Wert der Radonkonzentration im Boden den Wert $C_0 = 100 \text{ kBq}/\text{m}^3$. Eine solche Radonkonzentration in der Bodenluft errechnet sich gemäß (2) beispielhaft mit einer spezifischen Ra-226-Aktivität von ca. $120 \text{ Bq}/\text{kg}$, einem Emanationskoeffizienten $E = 0,2$ und einer Porosität $n = 0,3$. Es ist zu sehen, dass Schluff und schluffiger Ton eine nahezu ideale Sperrschicht für die Diffusion des Radons aus tieferen Schichten bilden. Die entsprechenden Diffusionslängen $L_D = \sqrt{D/(n\lambda)}$ liegen bei 50 cm bzw. 30 cm . Kiesige Böden sind für Radon vergleichsweise durchlässig. Die entsprechenden Diffusionslängen liegen bei reinem Kies bei 4 m und bei sandigem Lehm bei $1,9 \text{ m}$.

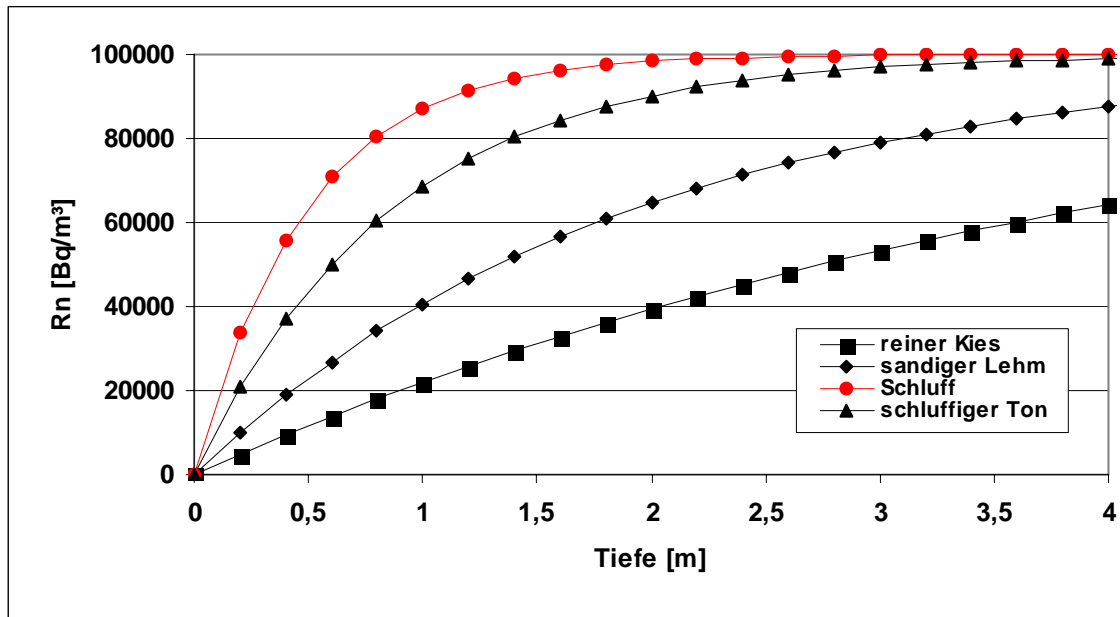


Abbildung 2: Radonkonzentrationsprofil in Abhängigkeit von der Tiefe für 4 unterschiedliche Bodentypen, wobei der asymptotische Wert der Radonkonzentration in der Bodenluft 100 kBq/m³ beträgt.

Aufgrund des Konzentrationsunterschiedes von Radon an der Erdoberfläche und in der Atmosphäre erfolgt ein stetiger Transport von Radon aus tieferen Bodenschichten in die Atmosphäre. Die Radonexhalation ist gemäß dem 1. Fick'schen Gesetz dem Konzentrationsgradienten proportional. Bezogen auf die Untersuchungsfläche berechnet sich die Exhalationsrate nach

$$J = n \cdot D' \cdot \left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{Z=0} \tag{9}$$

Mit der Lösung (8) ergibt sich für die Exhalationsrate

$$J = n \cdot C_0 \sqrt{\lambda D'} = E \cdot A_{Ra} \cdot \rho_d \sqrt{\lambda D'} \tag{10}$$

Für reinen Kies und eine beispielhaft angenommene Aktivitätskonzentration von $C_0^{Rn} = 100 \text{ kBq/m}^3$ wird eine Exhalationsrate von 0,18 Bq/(m²·s) errechnet, während nasser Ton eine etwa um den Faktor 100 geringere Exhalationsrate aufweisen würde. An dieser Stelle sei bemerkt, dass die mittlere Exhalationsrate in Deutschland etwa 0,015 Bq/(m²·s) beträgt, wobei lokal sehr große Unterschiede von mehr als 2 Größenordnungen auftreten können.

Im Fall der Berücksichtigung der Konvektion berechnet sich der Fluss, bezogen auf die Messfläche, gemäß dem Fick'schen Gesetz nach

$$J = n \left[v' \cdot C - D' \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right] \quad (11)$$

wobei $v = n v'$ die Konvektionsgeschwindigkeit ist. Ursachen für das Auftreten von konvektiven Strömungen können z.B. Temperatur- oder Druckunterschiede am Übergang Erdoberfläche-Atmosphäre sein.

Nach dem Gesetz von Darcy [8] ist die Konvektionsgeschwindigkeit in porösen Medien dem Druckunterschied proportional:

$$v = - \frac{k}{\eta} \frac{\partial P}{\partial z} \quad (12)$$

Hier ist k die Permeabilität des Bodens und $\eta = 1,8 \times 10^{-5}$ Pa s steht für die dynamische Viskosität der Luft. In der Tabelle 2 sind Permeabilitätswerte wichtiger Bodentypen zusammengestellt.

Tabelle 2: Permeabilität einiger wichtiger Bodentypen [7]

Bodentyp	Permeabilität k [m ²]
Ton, nass	1E-16
schluffiger Ton, feucht	1E-15
schluffiger Sand	2E-12
Schluff	2E-13
kiesiger, sandiger Lehm, 4% Wasser	1E-12
gleichförmiger feiner Sand, 17% Wasser	1E-11
gleichförmiger mittlerer Sand	1E-10
reiner Kies	1E-9 - 1E-7

Bei einer Schicht unendlicher Mächtigkeit folgt aus (1) mit den obigen Randbedingungen die Lösung

$$C(z) = C_0 \left(1 - e^{- \left(\frac{v'}{2D'} + \sqrt{\frac{v'^2}{4D'^2} + \frac{\lambda}{D'}} \right) z} \right) \quad (13)$$

Der Fluss an der Oberfläche ist

$$J = n \cdot C_0 \left(\frac{v'}{2} + \sqrt{\frac{v'^2}{4} + \lambda D'} \right) \quad (14)$$

und für die beiden Grenzfälle vernachlässigbarer Konvektion bzw. Diffusion ergibt sich

$$J = C_0 v \quad (D' \rightarrow 0) \quad (15)$$

und

$$J = C_0 \sqrt{\lambda D'} \quad (v' \rightarrow 0). \quad (16)$$

In der Abbildung 3 ist illustriert, dass bei bestimmten Diffusionskonstanten D' die Exhalationsrate durch Konvektionsprozesse dominiert wird, wenn die Geschwindigkeit $v' = v/n \geq 5 \cdot 10^{-6}$ m/s ist. Diese Geschwindigkeit von $5 \cdot 10^{-6}$ m/s ist somit eine charakteristische Größe, die das Systemverhalten wesentlich bestimmt.

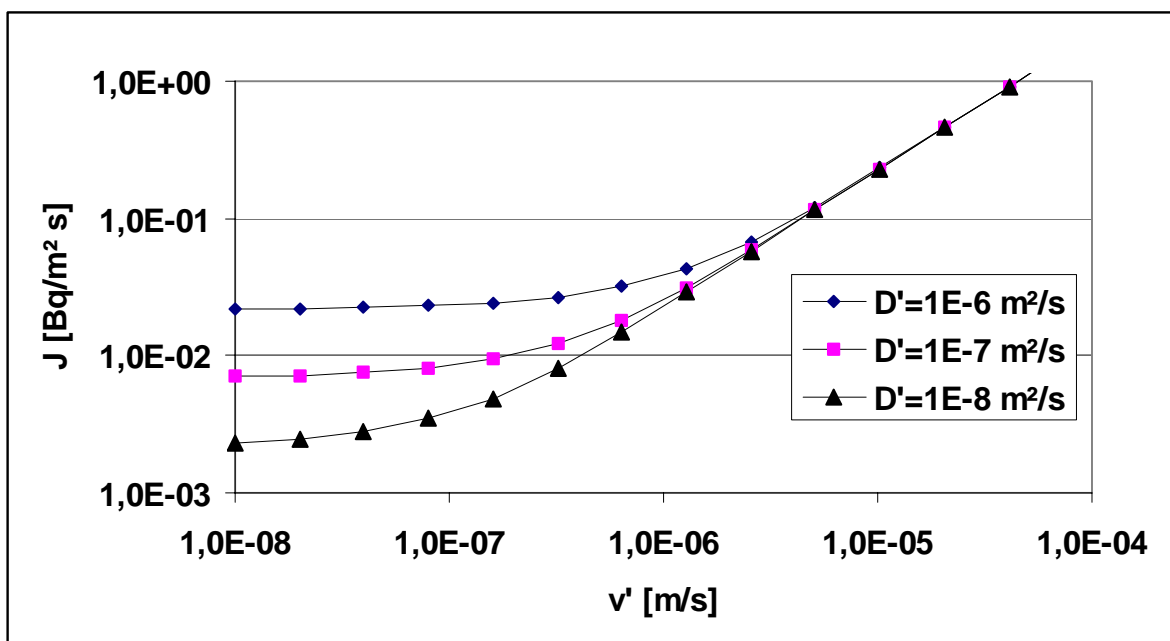


Abbildung 3: Exhalationsrate J als Funktion der Konvektionsgeschwindigkeit $v' = v/n$ bei vorgegebener Diffusionskonstante D' . Die asymptotische Radonkonzentration in der Bodenluft beträgt 50 kBq/m^3 , die Porosität ist $n = 0,3$.

Bei einer Geschwindigkeit von $v' = 10^{-5}$ m/s wird im porösen Bodenkörper in einer Stunde eine "Strecke" von lediglich 3,6 cm zurückgelegt, an einem Tag beträgt die Länge der Strömungsröhre knapp 1 m.

3 Stationäre Transportgleichung für ein endliches System

Im Fall eines endlichen Systems mit der Schichtdicke H gelten die in Abbildung 4 dargestellten Randbedingungen.

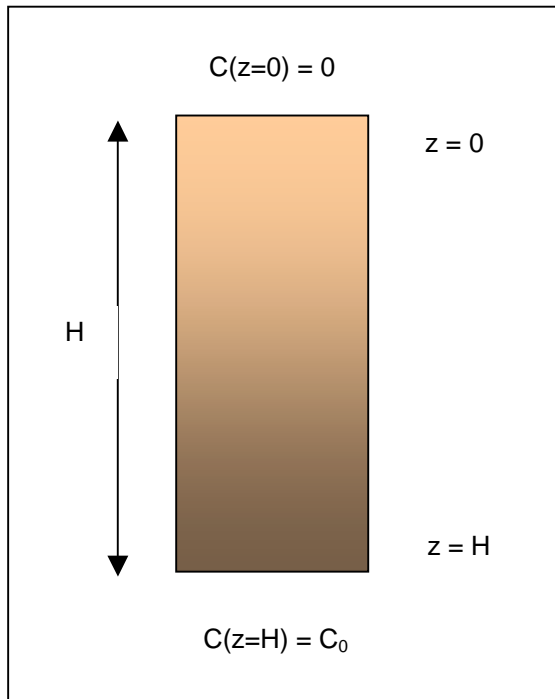


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Randbedingungen einer Schicht der Mächtigkeit H

Die Lösung der Radontransportgleichung lautet

$$C(z) = C_0 \cdot \left[1 - \frac{\sinh\left(\sqrt{\frac{\lambda}{D'}} (H - z)\right)}{\sinh\left(\sqrt{\frac{\lambda}{D'}} H\right)} \right] \quad (17)$$

und die entsprechende Exhalationsrate ergibt sich zu

$$J = n \cdot C_0 \sqrt{\lambda D'} \coth\left(\sqrt{\frac{\lambda}{D'}} H\right) = E \cdot A_{Ra} \cdot \rho_d \sqrt{\lambda D'} \coth\left(\sqrt{\frac{\lambda}{D'}} H\right) \quad (18)$$

In der Abbildung 5 ist das Radonkonzentrationsprofil in Abhängigkeit von der Schichtdicke dargestellt, wobei für den asymptotischen Wert der Radonkonzentration in der Bodenluft beispielhaft 100 kBq/m^3 und für die Diffusionslänge 1 m angenommen wurde. Die Ergebnisse illustrieren, dass bei solch vergleichsweise hohen Radonwegsamkeiten die Mächtigkeit der radongenerierenden Schicht immer mit ins Kalkül zu ziehen ist, wenn Exhalationsraten zu berechnen bzw. interpretieren sind.

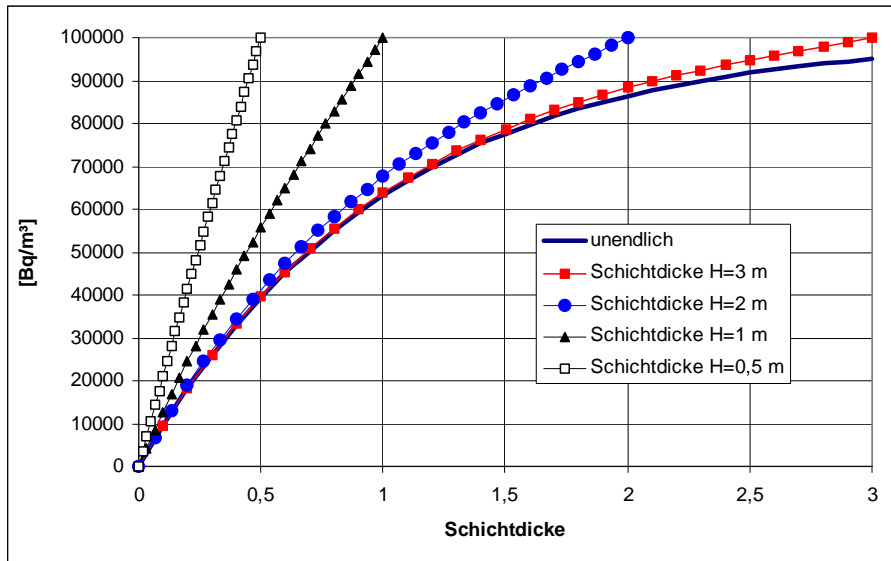


Abbildung 5: Radonkonzentrationsprofil in Abhängigkeit von der Schichtdicke, wobei der asymptotische Wert der Radonkonzentration in der Bodenluft 100 kBq/m^3 beträgt und die Diffusionslänge 1 m gewählt wurde.

Die Situation ändert sich qualitativ, wenn die Diffusionslänge L_D deutlich geringer als die Schichtdicke H ist. In dem Fall ist der Unterschied der Radonkonzentrationsprofile für eine unendliche und endliche Schichtdicke von 1 m eher vernachlässigbar. Dies ist anhand der Ergebnisse in Abbildung 6 illustriert, wobei beispielhaft eine Diffusionslänge von $0,32 \text{ m}$ betrachtet wurde. In wassergesättigten Böden oder Schlammern ist die Diffusionslänge immer $\leq 3 \text{ cm}$, so dass Schichtdicken von 10 cm bereits als unendlich ausgedehnt betrachtet werden können.

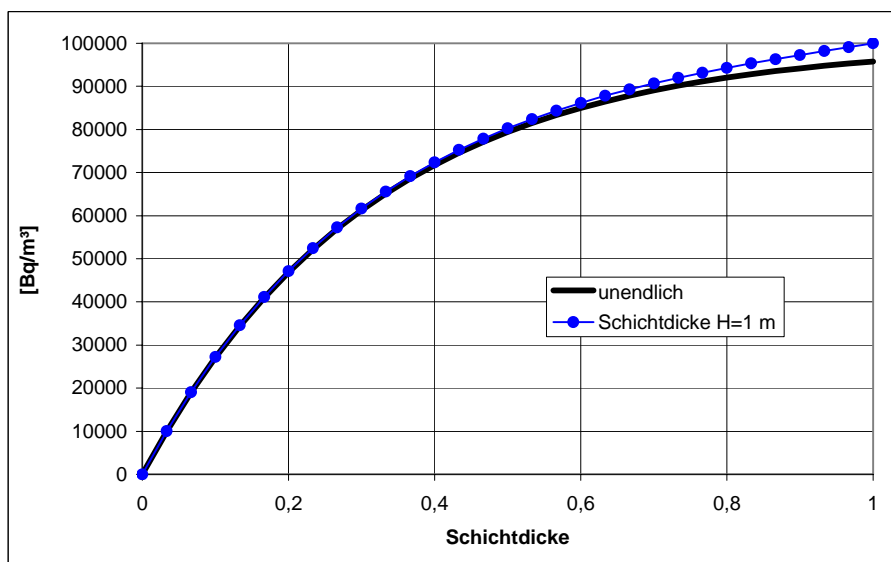


Abbildung 6: Wie Abbildung 5, jedoch die Diffusionslänge beträgt $0,32 \text{ m}$.

In der Abbildung 7 ist Radonexhalationsrate in Abhängigkeit von Diffusionskonstante für unterschiedliche Schichtdicken dargestellt. Der asymptotische Wert der Radonkonzentration in der Bodenluft beträgt 100 kBq/m^3 . Die Ergebnisse zeigen, dass bei der Berechnung der Radonexhalationsraten nur bei Diffusionskonstanten $> 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ die Mächtigkeit der exhaliierenden Schicht ins Kalkül zu ziehen ist. Bei stark wasergesättigten Schichten kann der Einfluss der Schichtdicke praktisch immer vernachlässigt werden.

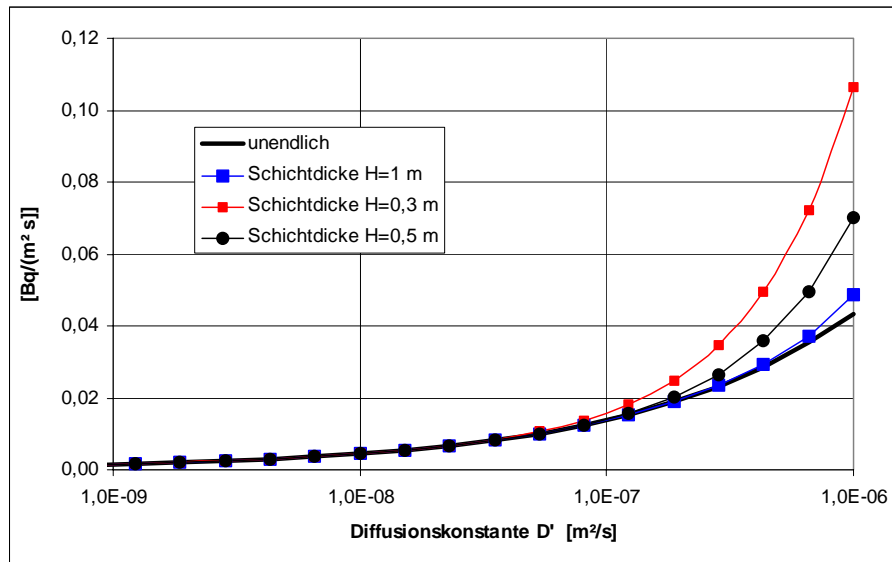


Abbildung 7: Radonexhalationsrate in Abhängigkeit von Diffusionskonstante für unterschiedliche Schichtdicken. Der asymptotische Wert der Radonkonzentration in der Bodenluft beträgt 100 kBq/m^3 .

4 Quellenverzeichnis

- [1] H. Schulz, Workshop "Remediation of residues of mining sites", 10. 04.1997, Dresden; organized by the Freistaat Sachsen and the Ministerium für Umwelt und Landesentwicklung; Conference Proceedings; 1997

- [2] Förderprojekt des BfS "Methode zur parameterfreien Bestimmung der Radonexhalation und Dimensionierung von Abdeckschichten bei der Sanierung bergbaulicher Altlasten", IAF - Radioökologie GmbH, September 1999 - Oktober 2000; Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU-2002-597

- [3] H. Schulz, L. Funke, A. Schellenberger, Study of Long Term Radon Transport by Measuring the Difference of the 210-Pb and 226-Ra Activity in Soil as a Function of the Depth, Health Physics. Vol. 84,2003, 236

- [4] M. Schubert und H. Schulz, Diurnal radon variations in the upper soil layers and at the soil-air interface related to meteorological parameters, Health Physics, Vol. 83, 91 - 96, 2002

- [5] Measurement and Calculation of Radon Releases from Uranium Mill Tailings, IAEA-TRS No. 333, Vienna, 1992

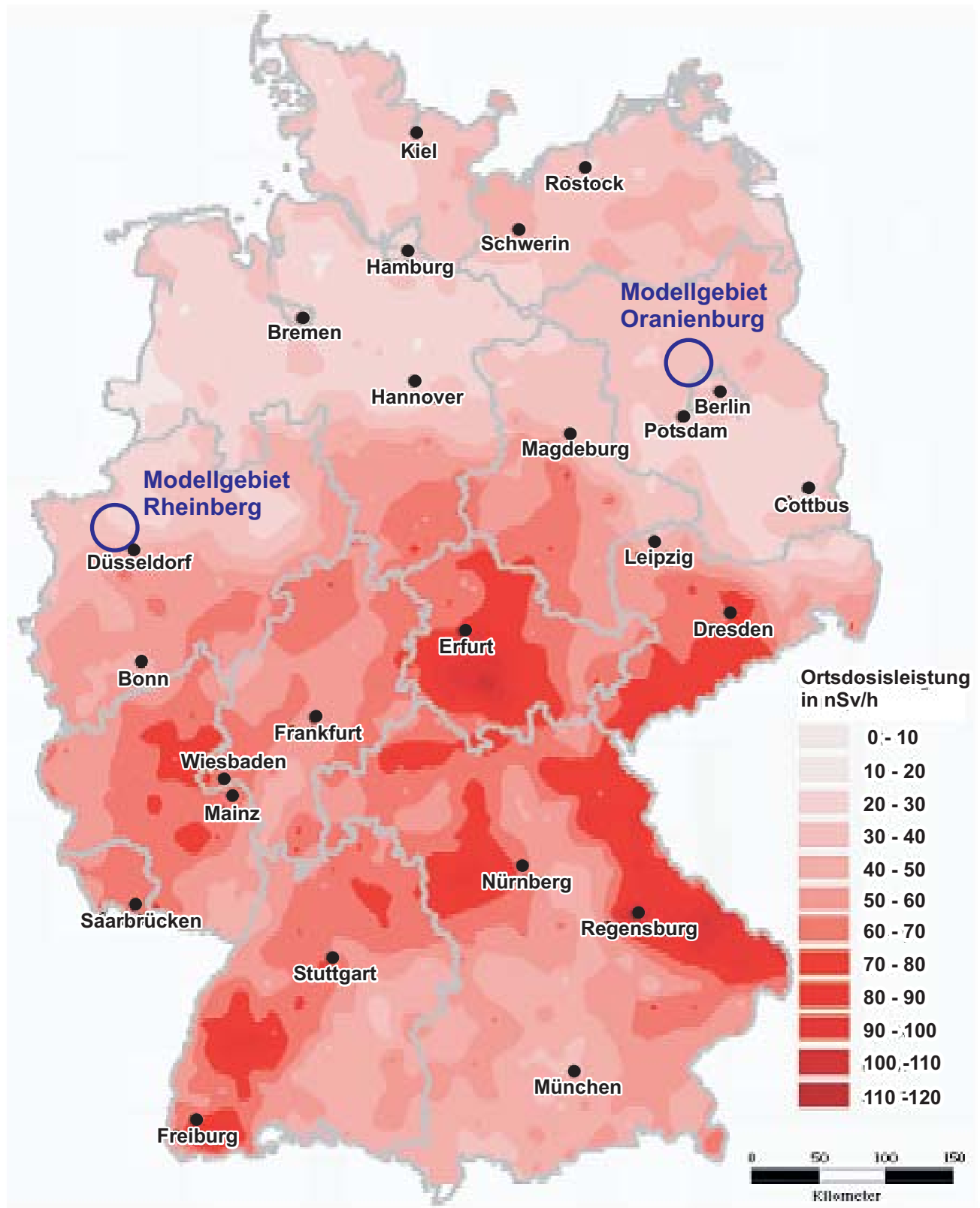
- [6] V. C. Rogers, K.K. Nielson, Multiphase Radon Generation and Transport in Porous Materials, Health Phys. 60, 807 - 815, (1991)

- [7] Gesammelte Daten zur Radioökologie, IAF - Radioökologie GmbH, Interne Berichte

- [8] Darcy, H. (1856), Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon. Paris: Victor Dalmont.

Anlage 1

**Übersichtskarte Deutschland mit Lage der
Untersuchungsgebiete**



Projekt: Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsgebietes - Teil B: Erweiterung des Anwendungsgebietes auf NORM-Rückstände

Anlage 1

AG: Bundesamt für Strahlenschutz

Komm.-Nr.: 5.18.001.3.1

Kurzbez.: Bund StSch 4416 Leitfaden

Bearbeiterin: A. Müller

Datum: 15.09.2006

Maßstab: 1:1.200

Übersichtskarte von Deutschland mit Lage der Untersuchungsgebiete

HGN - IAF

Anlage 2

Probenahmeprotokolle Oranienburg

Anlage 2.1.

Probenahmeprotokolle Boden

Protokoll über die Entnahme einer Bodenprobe

(nach LAGA-Ri PN 2/78 K-Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen)

Projekt: BfS, Leitfaden Komm.-nummer: 5.18.001.3.1

Auftraggeber: BfS Auftragnehmer: HGN

Messtischbl.: R-Wert: H-Wert:

Probenahmestelle: verdachtsfläche Goetschke Erben; ORA 2

Proben Nr.: ORA 2 Datum: 04.04.05 Uhrzeit: 9³⁰ Uhr

Beprobung: Altlastenerkundung Deklarationsanalytik

Sonstiges: radiol. Erkundung

Boden Schlacke Schlamm

Sonstiges:

Mengen m³ Lagerungsdauer:

Entnahmegерäte

Spaten

Schaufel

Probenbohrer

Schlammgreifer

Schlitzsonde

Sonstiges:

Einzelprobe

Menge, g: ca. 6 kg

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: 0-0,5 m GOK

Mischprobe

aus Einzelproben

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK:

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK:

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK:

Homogenisierung: ja nein

Art:

Teilung: ja nein

Art:

Probenbeschreibung: mS; fs, ul, gs 2 (oberer 10cm humos)

(incl. Konsistenz, Homogenität) locker gelagert, feucht

Farbe: br-dgr Geruch: ohne

Bodenfremde Anteile: nein Art/Menge: -

festgestellte Schadstoffe/Beobachtungen: -

Witterung: Regen Sonne Bewölkung Lufttemperatur: 13 °C

Lagerung und Transport:

Probengefäß: Glas (500 ml) Kunststoff (.... ml) Headspace (.... ml)

sonstiges: 10L-Gimer

Verschluss: Schraubdeckel Schliffstopfen Klemmdeckel

Transport durch: HGN Labor Sonst:

Lagerung: Kühlbox Kühlschrank dunkel

Bemerkungen/ Beobachtungen zur Probenahme

.....
.....
.....
.....

Oranienburg, 04.04.05
Ort, Datum

[Signature]
Probenehmer

Protokoll über die Entnahme einer Bodenprobe

(nach LAGA-Ri PN 2/78 K-Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen)

Projekt: BfS, Leitfaden Komm.-nummer: 5.18.001.3.1

Auftraggeber: BfS Auftragnehmer: HGN

Messtischbl.: _____ R-Wert: _____ H-Wert: _____

Probenahmestelle: Verdachtsfläche Klärwerk (TFS), ORA3

Proben Nr.: ORA3 Datum: 04.04.05 Uhrzeit: 13³⁰ Uhr

Beprobung: Altlastenerkundung Deklarationsanalytik

Sonstiges: radiol. Erkundung

Boden Schlacke Schlamm

Sonstiges: _____

Mengen m³ Lagerungsdauer: _____

Entnahmegерäte

Spaten

Schaufel

Probenbohrer

Schlammgreifer

Schlitzsonde

Sonstiges: _____

Einzelprobe

Menge, g: ca 50g

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: 0,5-1m u. GOK

Mischprobe

aus Einzelproben

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____

Homogenisierung: ja nein

Art: _____

Teilung: ja nein

Art: _____

Probenbeschreibung: ms. fs. gs. lg

(incl. Konsistenz, Homogenität) zy; locker gelagert, feucht

Farbe: bn Geruch: ohne

Bodenfremde Anteile: - Art/Menge -

festgestellte Schadstoffe/Beobachtungen: -

Witterung: Regen Sonne Bewölkung Lufttemperatur: 16 °C

Lagerung und Transport:

Probengefäß: Glas (500 ml) Kunststoff (.... ml) Headspace (.... ml)

sonstiges: 10l-Gimer

Verschluss: Schraubdeckel Schliffstopfen Klemmdeckel

Transport durch: HGN Labor Sonst: _____

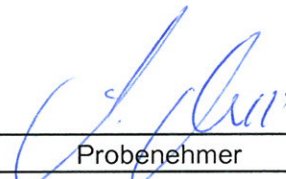
Lagerung: Kühlbox Kühlschrank dunkel

Bemerkungen/ Beobachtungen zur Probenahme

.....
.....
.....
.....

Oranienburg, 04.04.05

Ort, Datum



Probenehmer

Protokoll über die Entnahme einer Bodenprobe

(nach LAGA-Ri PN 2/78 K-Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen)

Projekt: BfS, Leitfaden Komm.-nummer: 5.18.001.3.1

Auftraggeber: BfS Auftragnehmer: HGN

Messtischbl.: _____ R-Wert: _____ H-Wert: _____

Probenahmestelle: verdachtsfläche Klärwerk, TFS, ORAY

Proben Nr.: ORAY Datum: 04.04.05 Uhrzeit: 15⁰⁰ Uhr

Beprobung: Altlastenerkundung Deklarationsanalytik

Sonstiges: radiol. Grundung

Boden Schlacke Schlamm

Sonstiges: _____

Mengen m³ Lagerungsdauer: _____

Entnahmegерäte

Spaten

Schaufel

Probenbohrer

Schlammgreifer

Schlitzsonde

Sonstiges: _____

Einzelprobe

Menge, g: ca. 600g

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: 0,5-1m u. GOK

Mischprobe

aus Einzelproben

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____

Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____

Homogenisierung: ja nein

Art: _____

Teilung: ja nein

Art: _____

Probenbeschreibung: MS; fs, gs 1, fg 2,

(incl. Konsistenz, Homgenität) zy; locker gelagert, feucht

Farbe: br Geruch: ohne

Bodenfremde Anteile: _____ Art/Menge - _____

festgestellte Schadstoffe/Beobachtungen: -

Witterung: Regen Sonne Bewölkung Lufttemperatur: 16 °C

Lagerung und Transport:

Probengefäß: Glas (500 ml) Kunststoff (.... ml) Headspace (.... ml)

sonstiges: 10l-Gimer

Verschluss: Schraubdeckel Schliffstopfen Klemmdeckel

Transport durch: HGN Labor Sonst: _____

Lagerung: Kühlbox Kühlschrank dunkel

Bemerkungen/ Beobachtungen zur Probenahme

.....
.....
.....
.....

Oranienburg, 04.04.05

Ort, Datum

[Signature]
Probenehmer

Anlage 2.2

Probenahmeprotokolle Grundwasser

Protokoll zur Entnahme von Grundwasserproben

nach DIN 38402-13

Messstellennr.: ORA 3

Entnahmestelle: Verdachtsfläche "Kläranlage"

Projekt: Bfs, Leitfaden Komm.-Nummer: S. 18.001.3.1

Auftraggeber: Bfs Auftragnehmer: HGIN

Messtischblatt: _____ R-Wert: _____ H-Wert: _____

Datum: 14.04.05 Eigentümer: _____

Techn. Arbeiten von/bis [Uhr]: 13¹⁵ - 14³⁰

Witterung Regen Sonne Bewölkung Lufttemperatur °C: 17

Entnahmestelle

GW-Messstelle Bohrbrunnen Schacht _____

Stahl Stahl verz. PVC HDPE

Beschriftung ORA 3 ohne Nutzung Feld Wald Brache

Zufahrt befestigt unbefestigt keine

Schutzrohr vorhanden vorhanden defekt defekt Unterflur ohne

ROK [m ü. NN/HN/NHN] _____ GOK [m u. MP] 0,7 ^{x nicht vorhanden}

Rohr-Ø [mm] 60 Bohr-Ø [mm] _____ Filter [m u. GOK/ROK] 2,3-3,3

Messpunkt [MP]: ROK OK Verschlusskappe-offen- _____

GW Ruhespiegel [m u. MP] 2,04 Endteufe Soll/Ist [m u. MP] 3,3

Angaben zur Entnahme zuvor beprobte Entnahmestelle: ORA 2

eingesetzte Geräte und Materialien:

Pumpe Typ: _____ Nr.: _____ mit Kühlmantel

Schöpfgerät Entnahmehahn

Schlauchmaterial: PVC

Vor-Ort Messgeräte

Durchflussmesszelle

Sonstiges: _____

Entnahmetiefe [m u. MP]: 3,1

Pumpzeit vor PN: 3 min

Förderstrom/Klarpumpen: 3 l/min

Förderstrom bei PN: 3 l/min

einfaches Wasservolumen: 2 l

Fördervolumen bis PN: 9 l

Zog die Pumpe Luft? ja nein

Messergebnisse Probenahme

Temperatur [°C]	Leitfähigkeit [µS/cm] 25°C	pH-Wert	Sauerstoffgehalt [mg/l]	Redoxpotential [mV] Ablesewert	Absenkung [m]
<u>8,8</u>	<u>1130</u>	<u>6,42</u>	<u>0,6</u>	<u>139</u>	

* Bezugsselektrode-Ag/AgCl

Farbe: 1
1 farblos 2 weiss 3 grau 4 gelb 5 braun

Geruch: 1
1 ohne 2 aromatisch 3 faulig (H2S) 4 jauchig (NH3) 5 chemisch 6 Chlor 7 MKW 8 anders

Trübung: 1
1 keine 2 schwach 3 stark

Ausgasung: 1
1 nein 2 ja

Lagerung und Transport

Proben-Nr.: ORA 3 Headspace-Nr.: _____

Transport durch: HGN Labor Sonst.: _____

Lagerung: Kühlbox Kühlschrank Sonst.: _____

dunkel

Probennehmer: A. Nülle *Ch. Leiw*

Übergabe am: 15.04.05 um: 15⁰⁰ Labor: IAF

Protokoll zur Entnahme von Grundwasserproben

nach DIN 38402-13

Messstellennr.: ORA 1

Entnahmestelle: Verdachtsfläche "Goetschke Erben"

Projekt: Bfs, Leitfaden Komm.-Nummer: 5.18.001.3.1

Auftraggeber: Bfs Auftragnehmer: HGN

Messtischblatt: _____ R-Wert: _____ H-Wert: _____

Datum: 14.04.05 Eigentümer: _____

Techn. Arbeiten von/bis [Uhr]: 8³⁰-10³⁰

Witterung Regen Sonne Bewölkung Lufttemperatur °C: 13°C

Entnahmestelle

GW-Messstelle Bohrbrunnen Schacht _____

Stahl ^{temp.} Stahl verz. PVC HDPE

Beschriftung ORA 1 ohne Feld Wald Brache

Nutzung Zufahrt befestigt unbefestigt keine

Schutzrohr vorhanden vorhanden defekt defekt Unterflur nicht vorhanden ohne

ROK [m ü.NN/HH/NHN] _____ GOK [m u.MP] 0,8

Rohr-Ø [mm] 60 Bohr-Ø [mm] _____ Filter [m u.GOK/ROK] 2,2-3,2

Messpunkt [MP]: ROK OK Verschlusskappe-offen- _____

GW Ruhespiegel [m u.MP] 2,92 Endteufe Soll/Ist [m u.MP] 3,2m

Angaben zur Entnahme zuvor beprobte Entnahmestelle: _____

eingesetzte Geräte und Materialien:

Pumpe Typ: _____ Nr.: mit Kühlmantel Entnahmehahn

Schöpfgerät Schlauchmaterial: PVC

Vor-Ort Messgeräte Durchflussmesszelle

Sonstiges: Lichtlot

Entnahmetiefe [m u.MP]: 2,5

Pumpzeit vor PN: 3 min

Förderstrom/Klarpumpen: 3 l/min

Förderstrom bei PN: 3 l/min

einfaches Wasservolumen: 2 l

Fördervolumen bis PN: 9 l

Zog die Pumpe Luft? ja nein

Messergebnisse Probenahme

Temperatur [°C]	Leitfähigkeit [µS/cm] 25°C	pH-Wert	Sauerstoffgehalt [mg/l]	Redoxpotential [mV] Ablesewert	Absenkung [m]
<u>8°C</u>	<u>365</u>	<u>6,17</u>	<u>7,6</u>	<u>183</u>	<u>nicht gemessen</u>

* Bezugselektrode-Ag/AgCl

Farbe: 1 Trübung: 1

1 farblos 2 weiss 3 grau 4 gelb 5 braun 1 keine 2 schwach 3 stark

Geruch: 1 Ausgasung: 1

1 ohne 2 aromatisch 3 faulig (H2S) 4 jauchig (NH3) 5 chemisch 6 Chlor 7 MKW 8 anders 1 nein 2 ja

Lagerung und Transport

Proben-Nr.: ORA 1 Headspace-Nr.: _____

Transport durch: HGN Labor Sonst.: _____

Lagerung: Kühlbox Kühlschrank Sonst.: _____

dunkel

Probenehmer: A. Nülle

A. Nülle

Übergabe am: 15.04.05 um: 15⁰⁰ Uhr Labor: IAF

Protokoll zur Entnahme von Grundwasserproben

nach DIN 38402-13

Messstellennr.: ORA 2

Entnahmestelle: Verdachtsfläche "Goetschke Grben"

Projekt: Bfs Leitfaden Komm.-Nummer: 518.001.3.1

Auftraggeber: Bfs Auftragnehmer: HGN

Messtischblatt: _____ R-Wert: _____ H-Wert: _____

Datum: 14.04.05 Eigentümer: _____

Techn. Arbeiten von/bis [Uhr]: 10⁴⁵ - 12³⁰

Witterung Regen Sonne Bewölkung Lufttemperatur °C: 16

Entnahmestelle

GW-Messstelle Bohrbrunnen Schacht _____

Stahl Stahl verz. PVC HDPE

Beschriftung ORA 2 ohne

Nutzung Feld Wald Brache

Zufahrt befestigt unbefestigt keine

Schutzrohr vorhanden defekt Unterflur

Verschluss vorhanden defekt ohne

ROK [m ü.NN/HN/NHN] _____ GOK [m u.MP] 0,8 ^{nicht vorhanden}

Rohr-Ø [mm] 60 Bohr-Ø [mm] _____ Filter [m u.GOK/ROK] 2,2-~~2,3~~ 3,2

Messpunkt [MP]: ROK OK Verschlusskappe-offen- _____

GW Ruhespiegel [m u.MP] 2,04 94 Endteufe Soll/Ist [m u.MP] 3,2

Angaben zur Entnahme zuvor beprobte Entnahmestelle: ORA 1

eingesetzte Geräte und Materialien:

Pumpe Typ: _____ Nr.: _____ mit Kühlmantel

Schöpfgerät Entnahmehahn

Schlauchmaterial: PVC

Vor-Ort Messgeräte

Durchflussmesszelle

Sonstiges: Lichtot

Entnahmetiefe [m u.MP]: 2,5

Pumpzeit vor PN: 3 min

Förderstrom/Klarpumpen: 3 l/min

Förderstrom bei PN: 3 l/min

einfaches Wasservolumen: 2 l

Fördervolumen bis PN: 9 l

Zog die Pumpe Luft? ja nein

Messergebnisse Probenahme

Temperatur [°C]	Leitfähigkeit [µS/cm] 25°C	pH-Wert	Sauerstoffgehalt [mg/l]	Redoxpotential [mV] Ableswert	Absenkung [m]
7,9	922	6,85	7,8	160	

* Bezugsselektrode-Ag/AgCl

Farbe: leicht 5
1 farblos 2 weiss 3 grau 4 gelb 5 braun

Geruch: 1
1 ohne 2 aromatisch 3 faulig (H2S) 4 jauchig (NH3) 5 chemisch 6 Chlor 7 MKW 8 anders

Trübung: 1
1 keine 2 schwach 3 stark

Ausgasung: 1
1 nein 2 ja

Lagerung und Transport

Proben-Nr.: ORA 2 Headspace-Nr.: _____

Transport durch: HGN Labor Sonst.: _____

Lagerung: Kühlbox Kühlschrank Sonst.: _____

dunkel

Probenehmer: A. Müller *cf. HGN*

Übergabe am: 15.04.05 um: 15⁰⁰ Uhr Labor: IAF

Protokoll zur Entnahme von Grundwasserproben

nach DIN 38402-13

Messstellennr.: ORAY

Entnahmestelle: Verdachtsfläche "Kläranlage"

Projekt: Bfs, Leitfaden Komm.-Nummer: 5.18.001.3.1

Auftraggeber: Bfs Auftragnehmer: HGN

Messtischblatt: _____ R-Wert: _____ H-Wert: _____

Datum: 14.04.05 Eigentümer: _____

Techn. Arbeiten von/bis [Uhr]: 14^h - 15^h30

Witterung Regen Sonne Bewölkung Lufttemperatur °C: 17

Entnahmestelle

GW-Messstelle Bohrbrunnen Schacht _____

Stahl Stahl verz. PVC HDPE

Beschriftung ORAY ohne Nutzung Feld Wald Brache

Zufahrt befestigt unbefestigt keine Schutzrohr vorhanden defekt Unterflur Verschluss vorhanden defekt ohne

ROK [m ü.NN/HN/NHN] _____ GOK [m u.MP] ^{x nicht vorhanden} 0,7

Rohr-Ø [mm] 60 Bohr-Ø [mm] Filter [m u.GOK/ROK] 2,3-3,3

Messpunkt [MP]: ROK OK Verschlusskappe-offen- _____

GW Ruhespiegel [m u.MP] 2,08 Endteufe Soll/Ist [m u.MP] 3,3

Angaben zur Entnahme zuvor beprobte Entnahmestelle: ORAY

eingesetzte Geräte und Materialien:

Pumpe Typ: _____ Nr.: mit Kühlmantel Entnahmehahn

Schöpfgerät Entnahmehahn

Schlauchmaterial: PVC

Vor-Ort Messgeräte

Durchflussmesszelle

Sonstiges: _____

Entnahmetiefe [m u.MP]: 3,0

Pumpzeit vor PN: 3 min

Förderstrom/Klarpumpen: 3 l/min

Förderstrom bei PN: 3 l/min

einfaches Wasservolumen: 2 l

Fördervolumen bis PN: 9 l

Zog die Pumpe Luft? ja nein

Messergebnisse Probenahme

Temperatur [°C]	Leitfähigkeit [µS/cm] 25°C	pH-Wert	Sauerstoffgehalt [mg/l]	Redoxpotential * [mV] Ablesewert	Absenkung [m]
8,7	1291	6,61	0,4	134	

* Bezugsselektrode-Ag/AgCl

Farbe: leicht 5 Trübung: 1

1 farblos 2 weiss 3 grau 4 gelb 5 braun 1 keine 2 schwach 3 stark

Geruch: 1 Ausgasung: 1

1 ohne 2 aromatisch 3 faulig (H2S) 4 jauchig (NH3) 5 chemisch 6 Chlor 7 MKW 8 anders 1 nein 2 ja

Lagerung und Transport

Proben-Nr.: ORAY Headspace-Nr.: _____

Transport durch: HGN Labor Sonst.: _____

Lagerung: Kühlbox Kühlschrank Sonst.: _____

dunkel

Probenehmer: A. Müller *[Signature]*

Übergabe am: 15.04.05 um: 15^h00 Labor: IAF

Anlage 3

Probenahmeprotokolle Rheinberger

Altrhein

Anlage 3.1

**Protokolle über die Entnahme von
Bodenproben**

Protokoll über die Entnahme einer Bodenprobe

Projekt: <u>Leitfaden BfS</u>	Komm.-nummer: <u>018 003 31</u>
Auftraggeber: <u>BfS Berlin</u>	Auftragnehmer: <u>HGN Magdeburg</u>
Meßtischbl.: _____	R-Wert: _____ H-Wert: _____
Probenahmestelle: <u>Rheumböge Althorn, rechts</u>	
Proben Nr.: <u>B1, B2</u>	Datum: <u>11.04.05</u> Uhrzeit: <u>13³⁰</u>
Headspace Nr.: _____	

Beprobung:	
<input checked="" type="checkbox"/> Alllastenerkundung	<input type="checkbox"/> Deklarationsanalytik
<input type="checkbox"/> Sonstiges: _____	
<input checked="" type="checkbox"/> Boden	<input type="checkbox"/> Schlacke <input type="checkbox"/> Schlamm
<input type="checkbox"/> Sonstiges: _____	
<input type="checkbox"/> Mengen m ³	Lagerungsdauer: _____
Vermutete Schadstoffe: <u>RN</u>	Anwesende Zeugen: _____
Entnahmegерäte	
<input type="checkbox"/> Probenstecher	<input type="checkbox"/> Schaufel
<input type="checkbox"/> Probenbohrer	<input type="checkbox"/> Schlammgreifer
<input type="checkbox"/> Schlitzsonde	<input type="checkbox"/> Sonstiges: _____
Einzelprobe <input type="checkbox"/>	Menge, g: _____
Mischprobe <input type="checkbox"/>	aus <input type="checkbox"/> Einzelproben
	<u>B1: Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: <u>0,3m</u></u>
	<u>B2: Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: <u>0,1m</u></u>
	Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____
	Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____
Homogenisierung: ja <input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> nein Art: _____
Teilung: ja <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> nein Art: _____
Probenbeschreibung:	<u>Stechzylinder, Teilung u.</u>
(incl. Konsistenz, Homgenität)	<u>Boolenansprache im Labor</u>
Farbe: _____	Geruch: _____
Bodenfremde Anteile: _____	Art/Menge _____
festgestellte Schadstoffe/Beobachtungen: _____	

Witterung:	<input type="checkbox"/> Regen	<input type="checkbox"/> Sonne	<input type="checkbox"/> Bewölkung	Lufttemperatur: _____ °C
-------------------	--------------------------------	--------------------------------	------------------------------------	--------------------------

Lagerung und Transport:	
Probenmenge, in g: _____	
Probengefäß: <input type="checkbox"/> Glas (.... ml)	<input type="checkbox"/> Kunststoff (.... ml) <input type="checkbox"/> Headspace (.... ml)
<input checked="" type="checkbox"/> sonstiges: <u>Stechzyl. / verschlossen</u>	
Verschluss: <input type="checkbox"/> Schraubdeckel	<input type="checkbox"/> Schliffstopfen <input type="checkbox"/> Klemmdeckel
Transport durch: <input checked="" type="checkbox"/> HGN	<input type="checkbox"/> Labor <input type="checkbox"/> Sonst:
Lagerung: <input type="checkbox"/> Kühlbox	<input type="checkbox"/> Kühlschrank <input type="checkbox"/> dunkel
Übergabe am: _____ um _____ an _____	

Bemerkungen/ Beobachtungen zur Probenahme	
<u>Warngefährliche Boden</u>	
<u>Exakte PV Art: s. beigefügte Skizze</u>	
<u>11.04.05</u>	<u>R. Müller</u>
Ort, Datum	Probenehmer

Protokoll über die Entnahme einer Bodenprobe

Projekt: <u>Leipziger BfS</u>		Komm.-nummer: <u>5.18.00331</u>	
Auftraggeber: <u>BfS Berlin</u>		Auftragnehmer: <u>HGN Magdeburg</u>	
Meßtischbl.: _____		R-Wert: _____ H-Wert: _____	
Probenahmestelle: <u>Rheinberger Allee, rechts</u>			
Proben Nr.: <u>RB3.1/A1</u>		Datum: <u>11.04.05</u> Uhrzeit: <u>13⁰⁰</u>	
Headspace Nr.: <u>A2</u>			
Beprobung:			
<input checked="" type="checkbox"/> Altlastenerkundung		<input type="checkbox"/> Deklarationsanalytik	
<input type="checkbox"/> Sonstiges: _____			
<input checked="" type="checkbox"/> Boden		<input type="checkbox"/> Schlacke <input type="checkbox"/> Schlamm	
<input type="checkbox"/> Sonstiges: _____			
<input type="checkbox"/> Mengen m ³		Lagerungsdauer: _____	
Vermutete Schadstoffe: <u>RN</u>		Anwesende Zeugen: _____	
Entnahmegerate			
<input checked="" type="checkbox"/> Probenstecher		<input type="checkbox"/> Schaufel	
<input type="checkbox"/> Probenbohrer		<input type="checkbox"/> Schlammgreifer	
<input type="checkbox"/> Schlitzsonde		<input type="checkbox"/> Sonstiges: _____	
Einzelprobe <input type="checkbox"/>	Menge, g: _____	Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: <u>0/2</u>	
Mischprobe <input type="checkbox"/>	aus <input type="checkbox"/> Einzelproben	Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____	
		Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____	
		Entnahmetiefe von / bis m u. GOK: _____	
Homogenisierung: ja <input type="checkbox"/> nein <input checked="" type="checkbox"/>		Art: _____	
Teilung: ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>		Art: _____	
Probenbeschreibung: <u>Sechszylinder</u>			
(incl. Konsistenz, Homogenität) <u>(Bodenansprobe i'm Labor)</u>			
Farbe: _____		Geruch: _____	
Bodenfremde Anteile: _____		Art/Menge _____	
festgestellte Schadstoffe/Beobachtungen: _____			
Witterung: <input type="checkbox"/> Regen <input type="checkbox"/> Sonne <input type="checkbox"/> Bewölkung Lufttemperatur: _____ °C			
Lagerung und Transport:			
Probenmenge, in g: _____			
Probengefäß: <input checked="" type="checkbox"/> Glas (.... ml)		<input type="checkbox"/> Kunststoff (.... ml) <input type="checkbox"/> Headspace (.... ml)	
<input checked="" type="checkbox"/> sonstiges: <u>Sechszylinder (verschlossen)</u>			
Verschluß: <input type="checkbox"/> Schraubdeckel		<input type="checkbox"/> Schliffstopfen <input type="checkbox"/> Klemmdeckel	
Transport durch: <input type="checkbox"/> HGN <input type="checkbox"/> Labor <input type="checkbox"/> Sonst: _____			
Lagerung: <input type="checkbox"/> Kühlbox <input type="checkbox"/> Kühlschrank <input type="checkbox"/> dunkel			
Übergabe am: _____ um _____ an _____			
Bemerkungen/ Beobachtungen zur Probenahme			
<u>- Warngefahr für Boden</u>			
<u>- Exakte PV Ort: s. beigefügte Skizze</u>			
<u>11.04.05</u>		<u>[Signature]</u>	
Ort, Datum		Probennehmer	

Anlage 4

**Bohrprofile und Schichtenverzeichnisse
Oranienburg**

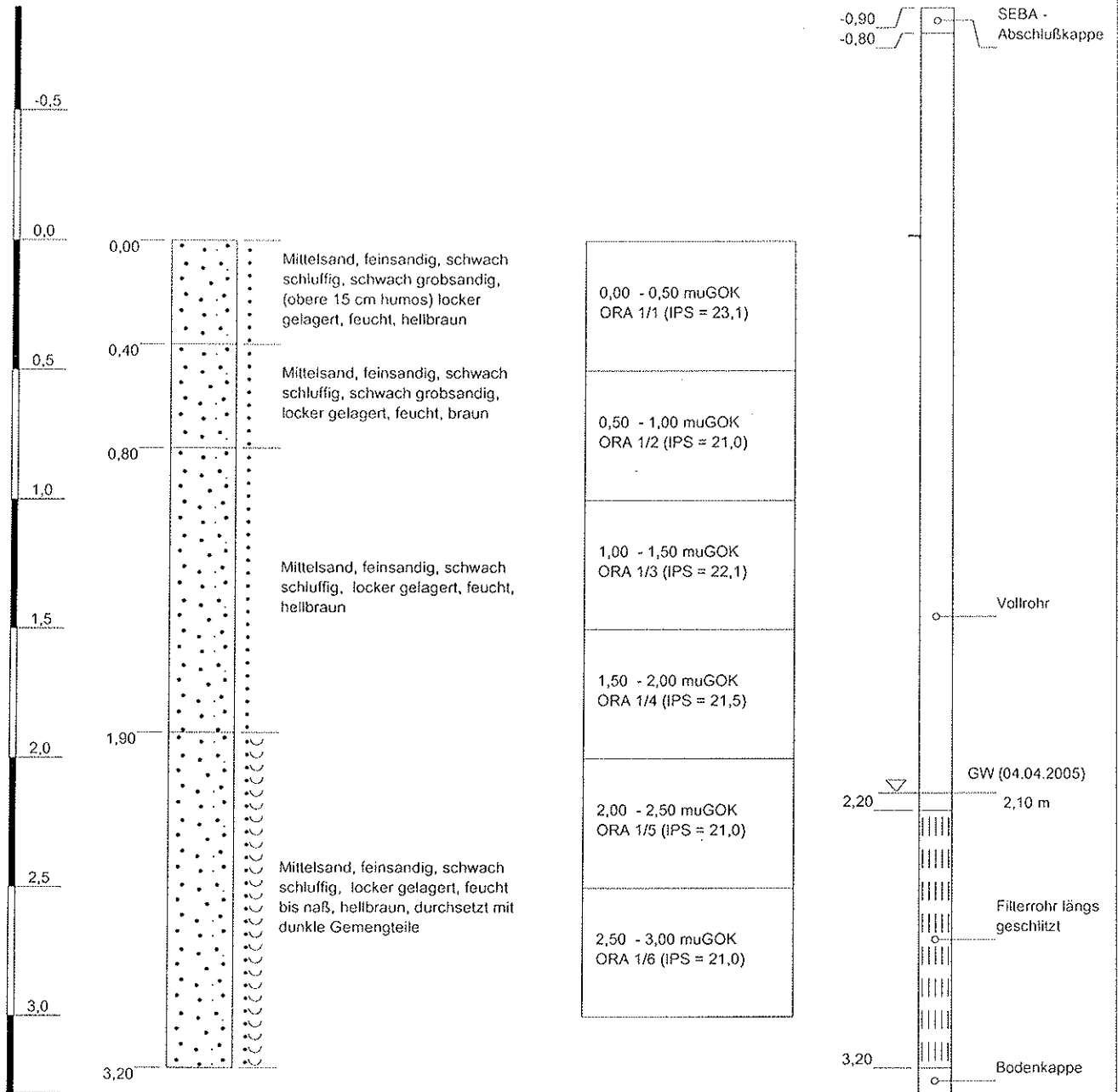
ORA 1

m u. GOK

Bohrprofil

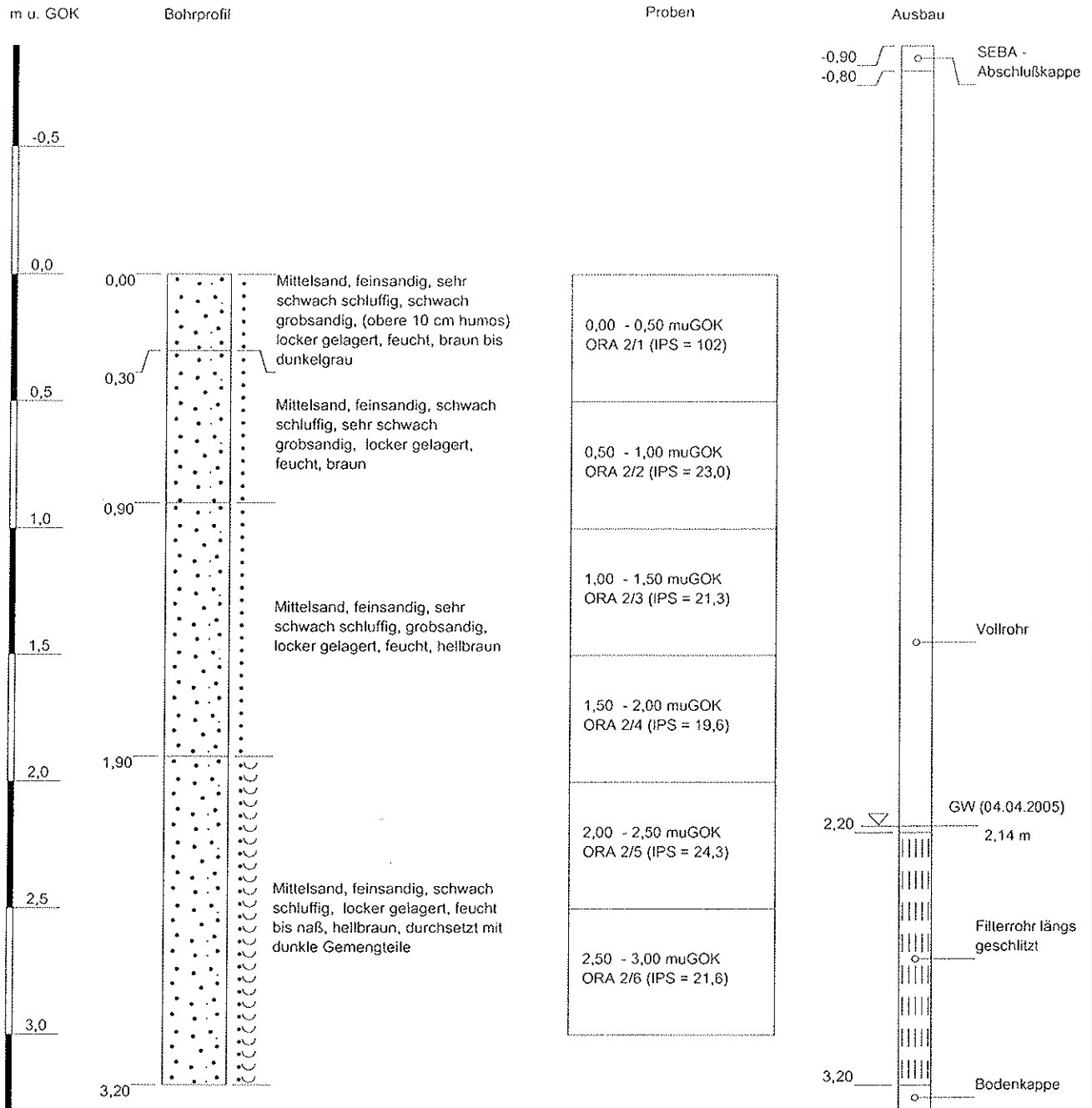
Proben

Ausbau



<p>Auftraggeber: Bundesamt für Strahlenschutz Referat AG 3</p>	<p>NL Magdeburg HGN Lübecker Straße 53-63 HYDROGEOLOGIE GmbH 39124 Magdeburg</p>
<p>Komm.-Nr.: 5.18.001.3.1</p>	<p>Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs</p>
<p>Bohrprofile</p>	<p>Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereichs auf Norm-Rückstände</p>

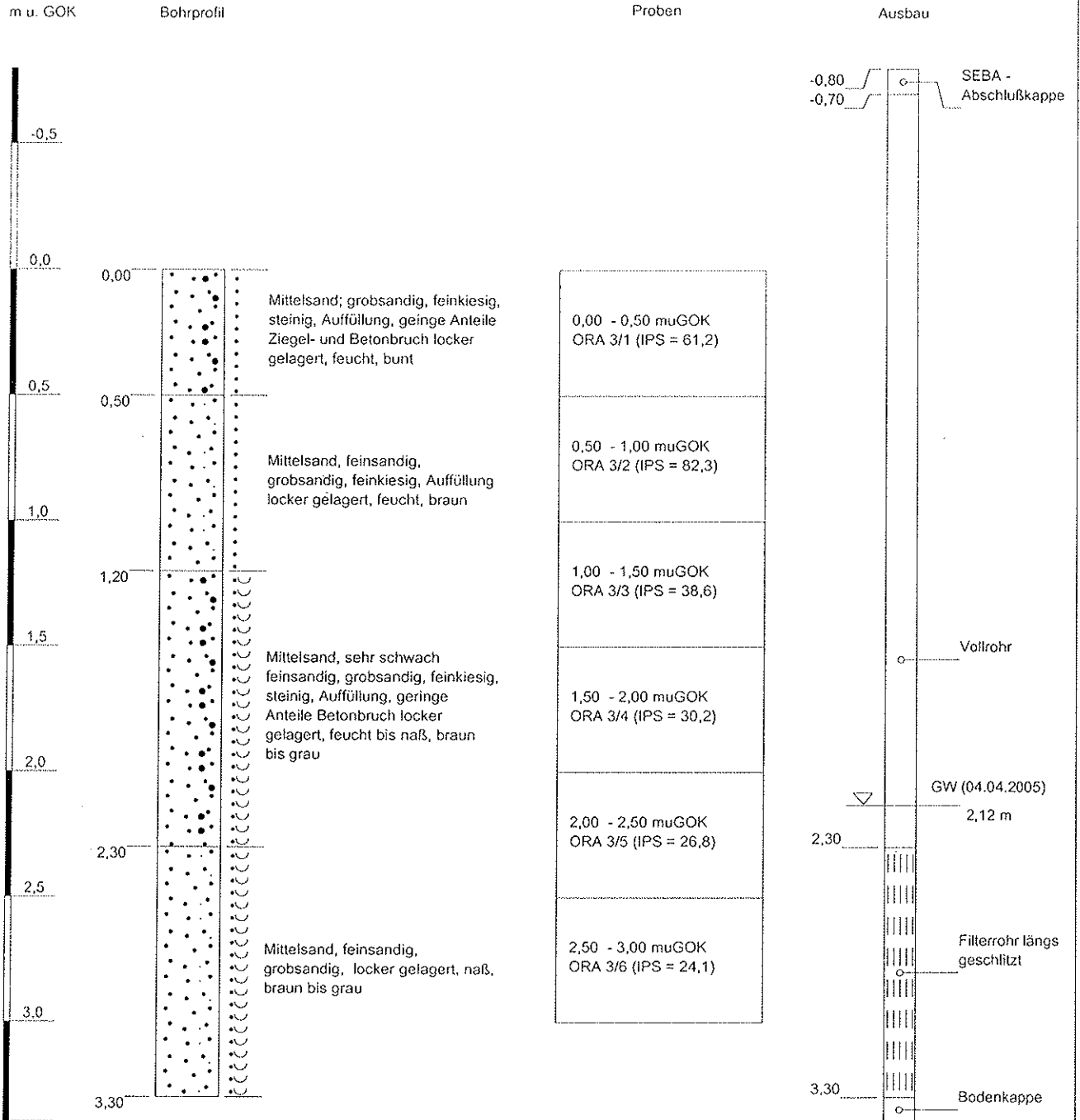
ORA 2



<p>Auftraggeber: Bundesamt für Strahlenschutz Referat AG 3</p>	<p>HGN HYDROGEOLOGIE GmbH NL Magdeburg Lübecker Straße 53-63 39124 Magdeburg</p>
<p>Komm.-Nr.: 5.18.001.3.1</p>	<p>Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs</p>
<p>Bohrprofile</p>	<p>Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereichs auf Norm-Rückstände</p>

ORA 3

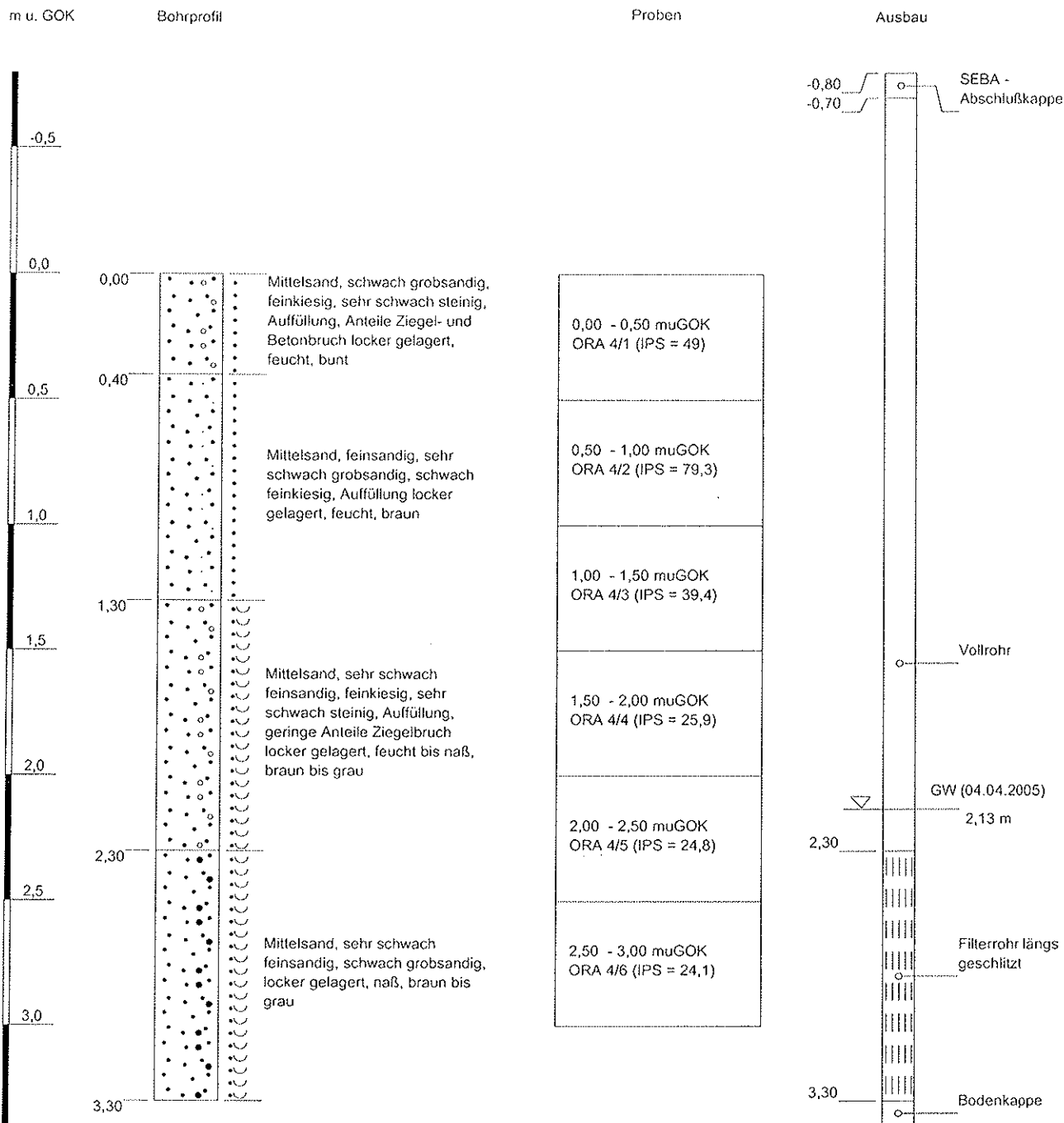
(Verdachtsfläche "Klärwerk (Teilfläche 5)")



Auftraggeber: Bundesamt für Strahlenschutz Referat AG 3	HGN HYDROGEOLOGIE GmbH NL Magdeburg Lübecker Straße 53-63 39124 Magdeburg
Komm.-Nr.: 5.18.001.3.1	Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs
Bohrprofile	Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereichs auf Norm-Rückstände

ORA 4

(Verdachtsfläche "Klärwerk (Teilfläche 5)")



Auftraggeber: Bundesamt für Strahlenschutz Referat AG 3	HGN HYDROGEOLOGIE GmbH NL Magdeburg Lübecker Straße 53-63 39124 Magdeburg
Komm.-Nr.: 5.18.001.3.1	Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs
Bohrprofile	Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereichs auf Norm-Rückstände

Anlage 5

Prüfberichte Oranienburg

Anlage 5.1

Prüfbericht Boden

Radionuklidanalyse von Feststoffproben mittels Gammaskpektrometrie

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Herr Dr. Gellermann

Auftragsdatum: 15.04.2005

Auftrag: 5.18.001.3.1

3 Feststoffproben (Boden ORA 2-4 für Eluierversuche)

PN: 04.04.2005

Aktivitätsangaben in Bq/kg Trockenmasse (TM) 1)

	Probe 1	Probe 2	Probe 3	
Nuklid 2)	ORA 2	ORA 3	ORA 4	
	Boden, < 2mm	Boden, < 2mm	Boden, < 2mm	
	A ± ΔA	A ± ΔA	A ± ΔA	
U-238-Reihe:				
U-238 (Th-234)	< 100	< 100	< 100	
Th-230	350 ± 120	250 ± 100	300 ± 150	
Ra-226	100 ± 40	100 ± 30	100 ± 30	
Pb-210	60 ± 30	80 ± 30	90 ± 30	
U-nat [mg/kg]	< 8	< 8	< 8	
U-235-Reihe:				
U-235	< 10	< 10	< 10	
Ac-227 (Th-227)	< 8	< 8	< 8	
Th-232-Reihe:				
Ra-228 (Ac-228)	1620 ± 120	950 ± 90	1050 ± 100	
Th-228 (Pb-212)	1600 ± 120	910 ± 90	1100 ± 100	
K-40	150 ± 80	150 ± 80	150 ± 80	
TRS 3)	93,5%	92,6%	93,5%	

1) Die spezifischen Aktivitäten A und deren Meßunsicherheiten ΔA sind in Bq/kg TM angegeben.


Angegeben ist die erweiterte Meßunsicherheit, die sich aus der Standardmeßunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor k=2 ergibt. Der Wert der Meßgröße liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% im zugeordneten Werteintervall.

2) Zuerst sind die Nuklide angezeigt, für die der gegebene Aktivitätswert gilt. Falls der Wert aus dem Zerfall eines Tochternuklids bestimmt wurde, steht dieses in Klammer.

3) TRS = Trockenrückstand in % (DIN 38414)

Dresden, den 10.05.2005

Unterschrift:



Radionuklidanalyse von Eluatproben mittels Alphaspektrometrie

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Herr Dr. R. Gellermann

Auftragsdatum: 15.04.2005

Auftrag: 5.18.001.3.1

3 Eluatproben (ORA 2, 3, 4), Eluatherstellung aus Bodenproben ORA 2-4

Aktivitätsangaben in mBq/L Wasser 1)

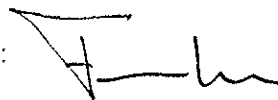
	Probe 1	Probe 2	Probe 3	
Nuklid 2)	ORA 2	ORA 3	ORA 4	
Eluat-Herstellung	28.04.05	28.04.05	28.04.05	
	$A \pm \Delta A$	$A \pm \Delta A$	$A \pm \Delta A$	
Th-232	16 ± 3	3 ± 1	7 ± 3	
Th-230	3 ± 2	2 ± 1	4 ± 2	
Th-228	27 ± 4	12 ± 3	15 ± 3	
Th-227	< 2	< 2	< 3	

1) Die spezifischen Aktivitäten A und deren Meßunsicherheiten ΔA sind in mBq/L Wasser (bzw. in %) angegeben. Die Werte beziehen sich auf den Probenahmezeitpunkt. Angegeben ist die erweiterte Meßunsicherheit, die sich aus der Standardmeßunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor $k=2$ ergibt. Der Wert der Meßgröße liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% im zugeordneten Werteintervall.

2) Zuerst sind die Nuklide angezeigt, für die der gegebene Aktivitätswert gilt. Falls der Wert aus dem Zerfall eines Tochternuklids bestimmt wurde, steht dieses in Klammer.

Dresden, den 10.05.2005

Unterschrift:



Anlage 5.2

Prüfberichte Grundwasser

Radionuklidanalyse von Wasserproben mittels Gammaskpektrometrie

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Herr Dr. R. Gellermann

Auftragsdatum: 15.04.2005

Auftrag: 5.18.001.3.1

4 Wasserproben (ORA 1-4)

Aktivitätsangaben in mBq/L Wasser 1)

	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4
Nuklid 2)	ORA 1	ORA 2	ORA 3	ORA 4
PN-Datum	14.04.05	14.04.05	14.04.05	14.04.05
	A ± ΔA	A ± ΔA	A ± ΔA	A ± ΔA
U-238-Reihe:				
U-238 (Th-234)	40 ± 20	280 ± 30	150 ± 20	600 ± 90
Th-230	< 100	< 150	< 100	< 120
Ra-226	< 10	< 10	9 ± 4	12 ± 4
Pb-210	35 ± 15	25 ± 15	35 ± 15	25 ± 15
Po-210				
U-nat [mg/kg]	0,0032	0,0227	0,012	0,0486
U-235-Reihe:				
U-235	2 ± 1	13 ± 3	7 ± 2	28 ± 4
Ac-227 (Th-227)	< 6	< 8	< 8	< 8
Th-227	< 4	< 8	< 8	< 8
Ra-223	< 8	< 10	< 10	< 10
Th-232-Reihe:				
Ra-228 (Ac-228)	< 8	< 8	8 ± 4	8 ± 4
Ra-224 (Pb-212)	15 ± 10	50 ± 20	30 ± 15	40 ± 15
Th-228 (Pb-212)	< 2	< 2	< 2	< 2
K-40	< 40	< 40	700 ± 90	370 ± 70
Cs-137	< 3	< 2	< 2	< 2


1) Die spezifischen Aktivitäten A und deren Meßunsicherheiten ΔA sind in mBq/L Wasser (bzw. in %) angegeben. Die Werte beziehen sich auf den Probenahmezeitpunkt.

Angegeben ist die erweiterte Meßunsicherheit, die sich aus der Standardmeßunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor k=2 ergibt. Der Wert der Meßgröße liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% im zugeordneten Werteintervall.

2) Zuerst sind die Nuklide angezeigt, für die der gegebene Aktivitätswert gilt. Falls der Wert aus dem Zerfall eines Tochternuklids bestimmt wurde, steht dieses in Klammer.

Dresden, den 10.05.2005

Unterschrift:



Anlage 6

Prüfberichte Rheinberger Altrhein

Anlage 6.1

Prüfbericht Boden

Radionuklidanalyse von Sedimentproben aus RB BP-B1 mittels Gammaskopmetrie

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Dr. Gellermann
 Auftragsdatum: 15.4.2005

Aktivitätsangaben in Bq/kg ¹⁾													Probenentnahme	
Teufe	geologische Beschreibung				U-238 [Bq/kg]	Ra-226 [Bq/kg]	Pb-210 [Bq/kg]	Th-227 [Bq/kg]	Ra-228 [Bq/kg]	Th-228 [Bq/kg]	Cs-137 [Bq/kg]	K-40 [Bq/kg]	a	b
0 cm	schluffiger Ton (dunkelgrau); mit Wurzelresten bis ca. 10 cm	RB BP-B1	0 - 2	a	< 100	1000 ± 200	300 ± 100	< 30	225 ± 45	230 ± 30	14 ± 8	200 ± 100	a	b
				b	< 150	1200 ± 200	400 ± 150	< 30	160 ± 60	170 ± 40	13 ± 6	300 ± 150	a	b
			2 - 4	a	< 30	1300 ± 150	530 ± 80	< 10	210 ± 30	220 ± 30	37 ± 3	450 ± 50	a	b
				b	< 40	1320 ± 150	450 ± 70	< 10	190 ± 30	190 ± 30	24 ± 3	440 ± 60	a	b
			4 - 6	a	< 50	1800 ± 160	770 ± 100	< 10	160 ± 20	180 ± 20	51 ± 5	460 ± 50	a	b
				b	< 40	1490 ± 160	570 ± 60	< 10	170 ± 20	210 ± 20	32 ± 3	320 ± 80	a	b
10 cm			6 - 10	a	50 ± 20	1550 ± 150	730 ± 90	< 8	90 ± 12	110 ± 15	46 ± 4	400 ± 75	a	b
				b	< 40	1580 ± 150	690 ± 80	< 8	100 ± 15	120 ± 20	66 ± 5	450 ± 60	a	b
20 cm			10 - 15	a	< 50	1000 ± 15	480 ± 70	< 12	70 ± 20	80 ± 15	5 ± 2	410 ± 55	a	b
				b	< 100	1490 ± 150	610 ± 90	< 12	70 ± 20	80 ± 15	< 4	280 ± 80	a	b
			15 - 20	a	< 40	1060 ± 150	530 ± 80	< 10	52 ± 15	70 ± 8	< 3	120 ± 40	a	b
				b	< 100	1210 ± 150	640 ± 90	< 10	51 ± 20	70 ± 12	< 4	160 ± 40	a	b
30 cm			20 - 25	a	< 60	820 ± 120	380 ± 60	< 10	55 ± 15	55 ± 10	< 3	460 ± 50	a	b
				b	< 30	1050 ± 130	550 ± 90	< 8	50 ± 8	60 ± 6	< 3	320 ± 80	a	b
			25 - 30	a	< 40	680 ± 100	400 ± 60	< 8	34 ± 9	48 ± 6	< 3	400 ± 75	a	b
				b	< 40	400 ± 80	170 ± 60	< 8	40 ± 15	46 ± 8	< 3	450 ± 60	a	b
34,5 cm			30 - 34,5	a	50 ± 20	200 ± 60	97 ± 25	< 8	42 ± 12	45 ± 5	< 3	460 ± 50	a	b
				b	30 ± 15	180 ± 25	116 ± 12	< 8	42 ± 6	47 ± 5	< 3	320 ± 80	a	b

1) Die spezifischen Aktivitäten A und deren Messunsicherheiten ΔA sind in Bq/kg (bezogen auf die Trockenmasse) aufgeführt. Angegeben ist die erweiterte Messunsicherheit, die sich aus der Standardmessunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor $k = 2$ ergibt. Der Wert der Messgröße liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % im zugeordneten Wertintervall.

IAF - Radioökologie GmbH Dresden

Bestimmung von geotechnischen Kenndaten und des Wurzelanteils in Bodenproben

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Dr. Gellermann

Auftragsdatum: 15.4.2005

	Teufe [cm]	m_f [g]	m_t [g]	TRS [%]	V [cm ³]	ρ_f [g/cm ³]	ρ_t [g/cm ³]	m_t (Wurzeln) [g]	Wurzelanteil [%]
RB BP-A1	0 - 11,5	1162	528	45,4	1301	0,893	0,406	3,6	0,7
RB BP-A2	0 - 29	2807	1753	62,5	2756	1,019	0,636	6,7	0,4

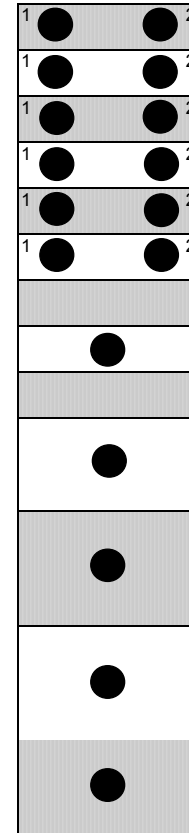
Radionuklidanalyse von Sedimentproben mittels Gammaskpektrometrie

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Dr. Gellermann
 Auftragsdatum: 23.03.2005

Aktivitätsangaben in Bq/kg 1)

		U-238 [Bq/kg]	Ra-226 [Bq/kg]	Pb-210 [Bq/kg]	U-235 [Bq/kg]	Th-227 [Bq/kg]	Ra-228 [Bq/kg]	Th-228 [Bq/kg]	Cs-137 [Bq/kg]	K-40 [Bq/kg]	Be-7 [Bq/kg]	
RB3.1	0 - 2	1.	50 ± 20	1400 ± 120	620 ± 70	2 ± 1	< 8	130 ± 15	160 ± 15	66 ± 4	390 ± 50	< 8
		2.	< 40	1300 ± 140	480 ± 60	< 2	< 10	120 ± 20	140 ± 15	47 ± 5	390 ± 90	< 15
	2 - 4	1.	70 ± 20	1400 ± 120	600 ± 60	3 ± 1	< 8	130 ± 15	150 ± 15	57 ± 5	450 ± 50	< 10
		2.	70 ± 20	1400 ± 150	480 ± 60	3 ± 1	< 10	120 ± 20	150 ± 20	55 ± 5	440 ± 60	< 20
	4 - 6	1.	< 40	1500 ± 130	650 ± 60	< 2	< 8	110 ± 15	140 ± 15	78 ± 6	460 ± 50	< 12
		2.	< 40	1300 ± 150	560 ± 60	< 2	< 8	110 ± 20	120 ± 20	73 ± 8	320 ± 80	< 20
	6 - 8	1.	< 40	1300 ± 130	580 ± 60	< 2	< 10	70 ± 15	80 ± 15	24 ± 4	400 ± 75	< 15
		2.	< 30	1300 ± 120	560 ± 50	< 1,5	< 10	75 ± 12	80 ± 12	24 ± 3	450 ± 60	< 10
	8 - 10	1.	< 30	510 ± 70	330 ± 30	< 1,5	< 8	35 ± 11	40 ± 9	8 ± 2	410 ± 55	< 15
		2.	< 50	500 ± 110	280 ± 50	< 3	< 8	40 ± 15	40 ± 14	7 ± 3	280 ± 80	< 10
10 - 12	1.	40 ± 15	90 ± 30	80 ± 30	2	< 8	10 ± 4	10 ± 4	6 ± 2	120 ± 40	< 5	
	2.	< 40	100 ± 30	80 ± 25	< 2	< 8	10 ± 4	15 ± 4	< 2	160 ± 40	< 10	
RB3.2	0 - 2											
	2 - 4	< 50	1200 ± 180	530 ± 80	< 3	< 10	120 ± 30	140 ± 30	35 ± 6	340 ± 120		
	4 - 6											
	6 - 10	56 ± 18	530 ± 50	330 ± 30	3 ± 1	< 6	43 ± 6	51 ± 6	15 ± 2	290 ± 30		
	10 - 15	22 ± 13	130 ± 25	150 ± 30	1,0 ± 0,5	< 2	12 ± 3	10 ± 2	2,0 ± 0,5	110 ± 15		
	15 - 20	40 ± 10	100 ± 15	130 ± 20	2 ± 1	< 2	40 ± 5	36 ± 4	< 1	560 ± 40		
	20 - 24	18 ± 8	120 ± 15	130 ± 20	1,0 ± 0,5	< 2	16 ± 3	16 ± 2	< 1	200 ± 20		

Skizze Stechzylinder Probenentnahme



Teufe [cm]	m _f [g]	m _t [g]	TRS [%]	V [cm³]	ρ _f [g/cm³]	ρ _t [g/cm³]
0 - 2	161,9	67,2	41,5	157,08	1,03	0,43
2 - 4	156,0	70,5	45,2	157,08	0,99	0,45
4 - 6	174,1	82,8	47,6	157,08	1,11	0,53
6 - 8	186,6	103,1	55,3	157,08	1,19	0,66
8 - 10	208,8	132,1	63,3	157,08	1,33	0,84
10 - 12	237,9	160,5	67,5	157,08	1,51	1,02
0 - 2	245,9	107,2	43,6	245,44	1,00	0,44
2 - 4	198,7	93,4	47,0	245,44	0,81	0,38
4 - 6	252,0	129,9	51,5	245,44	1,03	0,53
6 - 10	648	404	62,3	490,87	1,32	0,82
10 - 15	861	594	69,0	613,59	1,40	0,97
15 - 20	918	468	51,0	613,59	1,50	0,76
20 - 24	724	608	83,98	490,87	1,47	1,24

1) Die spezifischen Aktivitäten A und deren Messunsicherheiten ΔA sind in Bq/kg (bezogen auf die Trockenmasse) aufgeführt. Angegeben ist die erweiterte Messunsicherheit, die sich aus der Standardmessunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor k = 2 ergibt. Der Wert der Messgröße liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % im zugeordneten Werteintervall.

Radionuklidanalyse von Sedimentproben aus RB 3.3 mittels Gammaskpektrometrie

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Dr. Gellermann

Auftragsdatum: 23.03.2005



Teufe	geologische Beschreibung	Aktivitätsangaben in Bq/kg ¹⁾								
		U-238 [Bq/kg]	Ra-226 [Bq/kg]	Pb-210 [Bq/kg]	U-235 [Bq/kg]	Th-227 [Bq/kg]	Ra-228 [Bq/kg]	Th-228 [Bq/kg]	Cs-137 [Bq/kg]	K-40 [Bq/kg]
0 cm	schluffiger Ton (dunkelgrau); mit Wurzelresten	entspricht RB 3.1 bis etwa 10 cm Tiefe								
11 cm	schwach schluffiger Ton (grün-grau, weiß)	30 ± 15	75 ± 35	45 ± 20	2 ± 1	< 5	18 ± 8	20 ± 15	< 2	120 ± 40
17 cm	stark toniger Schluff	< 25	125 ± 35	65 ± 25	< 2	< 7	10 ± 6	82 ± 11	< 3	< 60
18 cm	schwach schluffiger Ton (grün-grau, weiß)	30 ± 20	190 ± 40	200 ± 40	2 ± 1	< 5	35 ± 11	30 ± 10	< 2	410 ± 70
22 cm	schluffiger Ton (braun "Lößlehm")	< 20	40 ± 20	34 ± 18	< 1	< 5	28 ± 9	110 ± 20	< 2	590 ± 80
25 cm										

1) Die spezifischen Aktivitäten A und deren Messunsicherheiten ΔA sind in Bq/kg (bezogen auf die Trockenmasse) aufgeführt. Angegeben ist die erweiterte Messunsicherheit, die sich aus der Standardmessunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor $k = 2$ ergibt. Der Wert der Messgröße liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % im zugeordneten Wertintervall.

IAF - Radioökologie GmbH Dresden

Bestimmung von Feucht- und Trockendichte an Sedimentproben

Auftraggeber: HGN GmbH Magdeburg, Dr. Gellermann

Auftragsdatum: 23.03.2005

	Teufe [cm]	m _f [g]	m _t [g]	TRS [%]	V [cm ³]	ρ _f [g/cm ³]	ρ _t [g/cm ³]	m _t (Wurzeln) [g]	Wurzelanteil [%]
RB1	0 - 12	1182	633	53,6	942,45	1,25	0,67	6,44	1,0
RB2	0 - 12	976	501	51,3	942,45	1,04	0,53	10,0	2,0
RB3.1	0 - 2	161,9	67,2	41,5	157,08	1,03	0,43		
	2 - 4	156,0	70,5	45,2	157,08	0,99	0,45		
	4 - 6	174,1	82,8	47,6	157,08	1,11	0,53		
	6 - 8	186,6	103,1	55,3	157,08	1,19	0,66		
	8 - 10	208,8	132,1	63,3	157,08	1,33	0,84		
	10 - 12	237,9	160,5	67,5	157,08	1,51	1,02		
RB3.2	0 - 2	245,9	107,2	43,6	245,44	1,00	0,44		
	2 - 4	198,7	93,4	47,0	245,44	0,81	0,38		
	4 - 6	252,0	129,9	51,5	245,44	1,03	0,53		
	6 - 10	648	404	62,3	490,87	1,32	0,82		
	10 - 15	861	594	69,0	613,59	1,40	0,97		
	15 - 20	918	468	51,0	613,59	1,50	0,76		