

Ergebnisse der Radonmessungen in der bodennahen Luft der Bergbaugengebiete

Fachbereich
Strahlenschutz und Umwelt

C. Dushe

K. Gehrcke

M. Kümmel

S. Müller



Bundesamt für Strahlenschutz

BfS-SW-05/09

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

urn:nbn:de:0221-2009120417

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

Salzgitter, Dezember 2009

Ergebnisse der Radonmessungen in der bodennahen Luft der Bergbauggebiete

**Fachbereich
Strahlenschutz und Umwelt**

C. Dushe

K. Gehrcke

M. Kümmel

S. Müller

ZUSAMMENFASSUNG

Der über mehrere Jahrhunderte in den neuen Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen umgegangene Bergbau hat Hinterlassenschaften, wie Halden und industrielle Absetzanlagen, geschaffen, die auf Grund der erhöhten Gehalte natürlicher Radionuklide in dem dort abgeworfenen Material die natürliche Strahlensituation in diesen Gebieten wesentlich verändert haben können. Insbesondere die Halden des Alt- und Uranbergbaus können wegen ihres hohen Radonfreisetzungspotentials und der Nähe zu Wohnbebauungen häufig nennenswerte Strahlenexpositionen durch Radon verursachen. Um die Beeinflussung des natürlichen Radonpegels durch die bergbaulichen Tätigkeiten zu untersuchen, wurden in diesen Ländern in 16 Bergbau- und zwei Vergleichsgebieten Messnetze mit insgesamt 595 Messpunkten zur Bestimmung der Radonfreiluftkonzentration eingerichtet.

Im Ergebnis dieser Untersuchungen konnten für die Bergbauregionen repräsentative Übersichten über die langjährige Radonkonzentration im Freien erstellt werden. Für alle Messgebiete konnte als Grundlage für die Abschätzung des Einflusses des Bergbaus auf den Radonpegel in diesen Regionen der natürliche Untergrund der Radonkonzentration ermittelt werden. Als wichtigstes Ergebnis haben die Untersuchungen gezeigt, dass die bergbaulichen Tätigkeiten keine großräumige Beeinflussung des natürlichen Radonpegels zur Folge haben. Nur in unmittelbarer Nachbarschaft bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen kann es zu teilweise deutlichen Erhöhungen der Radonkonzentration im Freien kommen, die auch die Radoninnenraumkonzentrationen in den dort stehenden Gebäuden maßgeblich beeinflussen können.

Auf der Grundlage der ermittelten Untergrundwerte werden in den einzelnen Messgebieten die Bereiche identifiziert, in denen die Radonfreisetzung aus bergbaulichen Hinterlassenschaften zu erhöhten Radonkonzentrationen in Siedlungsgebieten geführt hat. Es wird über Ergebnisse der Untersuchungen zum bergbaulichen Einfluss auf die Radonsituation in Siedlungsgebieten und die Radonexposition der dort lebenden Bevölkerung ebenso berichtet wie über die Auswirkungen der Sanierungstätigkeiten der Wismut GmbH. Schließlich werden Empfehlungen zur Bewertung der Radonkonzentration im Freien gegeben.

SUMMARY

In the Federal States of Saxony, Saxony-Anhalt and Thuringia, centuries of mining and milling activities resulted in numerous residues with increased levels of natural radioactivity, like waste rock dumps and tailings ponds. These may have altered the situation concerning radiation exposure significantly. Especially waste rock dumps from old mining activities as well as 20th century uranium mining may, due to their radon exhalation capacity, lead to significant radiation exposures. They often lie close to or within residential areas. To investigate the impact on the natural radon level, the federal office for radiation protection has run networks of radon measurement points in 16 former mining areas, together with 2 networks in regions not influenced by mining for comparison purposes. Altogether, data has been taken at 595 measurement points.

As a result of these investigations, representative overviews of the long-term outdoor radon concentrations could be established including estimates of regional background concentrations. One of the most important findings of the investigations is the fact that the former mining and milling activities did not result in large area impacts on the outdoor radon level. Only some of the neighbourhoods immediately adjacent to mining residues show a significant increase of concentration, which might also influence the indoor concentrations in nearby houses.

Based on the background values, regions were identified where the radon exhalation from mining residues has led to increased concentrations in residential areas and resulting radiation exposures of the population estimated. Also, the consequences of the Wismut companies reclamation activities are reported. Finally, recommendations are given on the radiological evaluation of outdoor radon concentrations.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	11
2	DURCHFÜHRUNG DER MESSUNGEN	12
2.1	Vorgehensweise zur Erfassung der Radonsituation in Bergbaugebieten	12
2.1.1	Aufgabenstellung	12
2.1.2	Radonquellen in Bergbaugebieten	13
2.1.3	Beschreibung der Messnetze	14
2.2	Messverfahren und Auswertung	19
2.2.1	Beschreibung des Messsystems	19
2.2.2	Erkennungs- und Nachweisgrenze, Messunsicherheit	20
2.2.3	Vorgehen bei der Auswertung der Messergebnisse	22
3	ÜBERSICHT ÜBER DIE RADONKONZENTRATION IN SIEDLUNGSGEBIETEN	22
4	BESTIMMUNG DER NATÜRLICHEN RADONKONZENTRATION IN DEN MESSGEBIETEN	28
4.1	Vorbemerkungen	28
4.2	Vorgehensweise	28
4.3	Ergebnisse	29
4.3.1	Gesamtübersicht	29
4.3.2	Der natürliche Untergrund in den einzelnen Messgebieten	31
4.3.3	Langzeit-Verhalten des natürlichen Untergrundes	33
4.3.4	Abschätzung von Erkennungs- und Nachweisgrenzen des verwendeten Messverfahrens für bergbaubedingt erhöhte Radonkonzentrationen	34
5	MESSGEBIETE MIT ERHÖHTEN JAHRESWERTEN DER RADONKONZENTRATION	40
5.1	Messgebiet Aue	41
5.1.1	Übersicht über das Messgebiet und die ermittelten Ergebnisse	41
5.1.2	Auswirkungen der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH	44
5.2	Messgebiet Freital	46
5.2.1	Übersicht über das Messgebiet	46
5.2.2	Diskussion der im Messgebiet ermittelten Ergebnisse	46
5.3	Messgebiet Johanngeorgenstadt	48
5.3.1	Übersicht über das Messgebiet	48
5.3.2	Gesamteinschätzung des Messgebietes Johanngeorgenstadt	49
5.4	Messgebiet Lengenfeld	57
5.4.1	Übersicht über das Messgebiet	57

5.4.2	Diskussion der Ergebnisse	57
5.5	Messgebiet Ronneburg	60
5.5.1	Übersicht über das Messgebiet	60
5.5.2	Diskussion der Ergebnisse und der Auswirkung der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH	61
5.6	Messgebiet Gottesberg	64
5.6.1	Übersicht über das Messgebiet	64
5.6.2	Diskussion der Ergebnisse	64
6	UNTERSUCHUNGEN ZUM BERGBAULICHEN EINFLUSS AUF DIE RADONSITUATION IN SIEDLUNGSGEBIETEN AM BEISPIEL DES MESSGEBIETES JOHANNGEORGENSTADT	68
6.1	Überblick über die methodischen Untersuchungen	68
6.2	Freisetzungsverhalten von Halden	68
6.3	Situation im Ortsteil Steigerdorf als Beispiel bergbaubedingter Erhöhungen der Radonkonzentration und deren Auswirkung auf die Radonexposition	70
6.4	Beispiele besonderer Emissionssituationen	73
6.5	Auswirkung der in Johannegeorgenstadt ab 2001 begonnenen Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH auf die Radonsituation im Umfeld der Objekte	76
7	ZUR BEWERTUNG DER RADONKONZENTRATION IM FREIEN	78
7.1	Aktueller Stand	78
7.2	Empfehlungen zur Bewertung der Radonexposition	80
8	ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	82
9	LITERATURVERZEICHNIS	85
	ANLAGE	88

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Übersicht über die Lage und die Größe der Radonmessgebiete des BfS. Die Nummerierung entspricht der Reihenfolge in Tabelle 2.....	17
Abbildung 2: Passive Radondiffusionskammer des BfS	20
Abbildung 3: Im oberen Bild ist die Häufigkeitsverteilung aller in Siedlungsgebieten ermittelten Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien dargestellt (Balken - absolute Häufigkeit, durchgezogene Linie - prozentuale Summenhäufigkeit). Das untere Bild zeigt einen Ausschnitt der im oberen Bild dargestellten Häufigkeitsverteilung für Jahresmittelwerte der Radonkonzentration $> 100 \text{ Bq/m}^3$	24
Abbildung 4: Boxplot für alle Jahreswerte der Radonkonzentration in den Messgebieten (das Rechteck symbolisiert den Interquartilbereich, der waagerechte Strich im Rechteck den Median und die äußeren senkrechten Linien die Spannweite)	27
Abbildung 5: Häufigkeitsverteilung aller Jahresmittelwerte des natürlichen Untergrundes der Radonkonzentration im Freien (Balken - relative Häufigkeit, durchgezogene Linie - prozentuale Summenhäufigkeit, gestrichelte Linie - Lognormalverteilung für die aus der Stichprobe abgeleiteten Parameter Mittelwert (2,653) und Standardabweichung (0,422) der logarithmierten Werte der Radonkonzentration)	30
Abbildung 6: Box-Plot-Darstellung der Jahresmittelwerte der Radonfreiluftkonzentration des natürlichen Untergrundes in den Messgebieten Aue, Crossen, Lengenfeld, Mechelgrün-Zobes und Ronneburg/Seelingstädt. (Das Rechteck begrenzt den Interquartilbereich; der waagerechte Strich im Rechteck kennzeichnet den Median; die angrenzenden Vertikallinien beschreiben das 10. bzw. 90. Perzentil)	33
Abbildung 7: Schematische Darstellung zur Definition der Erkennungsgrenze EKG und der Nachweisgrenze NWG (nach [10]). Die Funktionen $f(C_a \eta=0)$ und $f(C_a \eta=NWG)$ stellen Wahrscheinlichkeitsdichten der anthropogenen Radonkonzentration C_a dar, wenn der wahre Wert η gleich Null bzw. gleich der Nachweisgrenze NWG ist. Die Erkennungsgrenze EKG ist das obere einseitige Quantil der Messwertverteilung beim wahren Wert $\eta = 0$ zum vorgegebenen Fehler 1. Art (α). Die Nachweisgrenze NWG ist eine hypothetische, anthropogen verursachte Radonkonzentration, die, wenn sie am Messort vorläge, mit der Wahrscheinlichkeit $1-\beta$ zu einem Netto-Messeffekt $> EKG$ führt.	37
Abbildung 8: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Aue im Messzeitraum 1993 bis 2004.....	42
Abbildung 9: Darstellung aller im Messgebiet Aue ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien	43
Abbildung 10: Entwicklung der Radonkonzentration an den flussabwärts in der Muldenaue bei Schlema befindenden Messpunkten.....	44
Abbildung 11: Ergebnisse der Radonfreiluftmessung im Nahbereich des Abwetterschachtes 373.....	45

Abbildung 12: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Freital im Messzeitraum 1992 bis 2000.....	47
Abbildung 13: Darstellung aller im Messgebiet Freital ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien	47
Abbildung 14: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Johanngeorgenstadt im Messzeitraum 1990 bis 2005	50
Abbildung 15: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration >150 Bq/m ³ im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Johanngeorgenstadt im Messzeitraum 1990 bis 2005	51
Abbildung 16: Darstellung der im Messgebiet Johanngeorgenstadt ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für die beiden Zeiträume 1992-1998 und 2001-2005. Die Zeitreihe 1992-1998 enthält sowohl die im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt als auch die in den umliegenden Ortschaften ermittelten Radonkonzentrationen. Die Zeitreihe 2001-2005 enthält nur die im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt mit einem deutlich erweiterten Messnetz gewonnenen Radonkonzentrationen. (Die Messnetze in den umliegenden Ortschaften wurden 2000 abgebaut). Beide Zeitreihen sind deshalb miteinander nicht vergleichbar und müssen separat betrachtet werden.	52
Abbildung 17: Verteilung der Radonmesspunkte im Stadtgebiet Johanngeorgenstadt mit den ermittelten langzeitigen Radonkonzentrationen, unterschieden in den Messbereichen <30 Bq/m ³ (grün), 30 - 50 Bq/m ³ (gelb) und >50 Bq/m ³ (rot), die relevanten bergbaulichen Objekte (Halden, IAA) sind durch die violett umrandeten Flächen gekennzeichnet.....	54
Abbildung 18: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Lengenfeld im Messzeitraum 1991 bis 2004	59
Abbildung 19: Darstellung der im Messgebiet Lengenfeld ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für den Zeitraum 1991-2000.....	60
Abbildung 20: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Ronneburg im Messzeitraum 1992 bis 2004	61
Abbildung 21: Darstellung der im Messgebiet Ronneburg ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für den Zeitraum 1992-2004.....	62
Abbildung 22: Zeitliche Entwicklung der Radonfreisetzung aus dem Abwetterschacht 389 und der von diesem in Siedlungsgebieten in einer Entfernung von 190 m und 600 m beeinflussten Radonkonzentration. Gegenübergestellt ist der zeitliche Verlauf der natürlichen Radonkonzentration des Messgebietes	63
Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Gottesberg im Messzeitraum 1991 bis 2002	65
Abbildung 24: Darstellung der im Messgebiet Gottesberg ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für den Zeitraum 1991-2000.....	66
Abbildung 25: Zweikompartimentdarstellung Halde und Atmosphäre für den Fall einer höheren Temperatur im Haldenkörper als in der Atmosphäre (T _H und T _A)	

bzw. p_H und p_A bedeuten Temperatur bzw. Druck im Haldenkörper und in der Atmosphäre)	69
Abbildung 26: Ergebnisse der halbjährlichen Radonmessungen im Freien am Fuß der Dammalde Trockenbecken in Johanngeorgenstadt, Steigerdorf.....	71
Abbildung 27: Gegenüberstellung der zeitlichen Verläufe der Radonkonzentration in der Freiluft im Böschungsbereich der Halde und unmittelbar am Gebäude sowie in der Innenraumluft eines am Fuß der Halde befindlichen Wohngebäudes	72
Abbildung 28: Schematische Darstellung der Expositionssituation im Siedlungsgebiet Heimberg/Külliggutstraße, dargestellt sind nur die aus der Halde ausziehenden Luftströme: im Sommer am Haldenfuß (roter Pfeil) und im Winter am Haldenplateau (blauer Pfeil)	73
Abbildung 29: Jahreszeitlicher Verlauf der Radonkonzentration auf dem Plateau und am Fuß der Halde Schacht 60 in Johanngeorgenstadt (S01 = Sommerhalbjahr 2001, W01 = Winterhalbjahr 2001 usw.)	75
Abbildung 30: Jahreswerte der Radonkonzentration auf dem Plateau (ab 2004 Haldenaufstandsfläche) und im Siedlungsgebiet am Fuß der Halde Schaarschacht in Johanngeorgenstadt vor und nach der 2003 durchgeführten Sanierung.....	77

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Bergbauliche Aktivitäten und Geologie (Hauptgesteine) in den Messgebieten.....	15
Tabelle 2:	Abgeschätzte Messgebietsflächen und resultierende mittlere Messpunktdichte	18
Tabelle 3:	Statistische Kennzahlen der Radonkonzentration im Freien für jedes Messgebiet.....	26
Tabelle 4:	Statistische Kennzahlen für die Verteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien des natürlichen Untergrundes in allen Messgebieten.....	31
Tabelle 5:	Statistische Kennzahlen des natürlichen Untergrundes der Radonkonzentration im Freien für jedes Messgebiet (die Berechnung erfolgte nach den Gleichungen (2) - (6))	32
Tabelle 6:	Median und 95% - Vertrauensbereich des Median der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes im Freien in den einzelnen Messgebieten (die unteren und oberen Werte des Vertrauensbereich wurden mit einem "Bootstrap"-Verfahren abgeschätzt, siehe z.B. [9])	35
Tabelle 7:	Auf der Basis von Jahreswerten der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes für jedes Messgebiet abgeleitete Erkennungs- und Nachweisgrenzen. Erkennungs- und Nachweisgrenze beziehen sich hier auf bergbaubedingte Radonkonzentrationen (Messwert minus Median des natürlichen Untergrundes). Eine Überschreitung der Erkennungsgrenze signalisiert eine bergbaubedingte Beeinflussung der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes. Die Nachweisgrenzen zeigen an, welche bergbaubedingte Radonkonzentration mit dem verwendeten Verfahren (Jahresmessung mit Kernspurdetektor des BfS) noch nachgewiesen werden kann. Der 95% - Vertrauensbereich (VB) für die Erkennungsgrenze wurde mit einem "Bootstrap"-Verfahren abgeschätzt.	39
Tabelle 8:	Messgebiete mit Jahresmittelwerten der Radonkonzentration im Freien oberhalb 50 Bq/m ³ und Ursachen der erhöhten Werte	40
Tabelle 9:	Zusammenstellung der Objekte, die in ihrem Umfeld in Siedlungsgebieten Radonkonzentrationen >50 Bq/m ³ verursachen.....	56

1 EINLEITUNG

In den traditionellen Bergbaugebieten der neuen Bundesländer sind durch den seit Jahrhunderten währenden Bergbau eine Vielzahl von Hinterlassenschaften entstanden, in denen die Konzentration der natürlichen Radionuklide aufgrund der Uranmineralisation in den gefördert Erzen und Kohlen gegenüber den natürlichen Bedingungen häufig erhöht ist und die die Umwelt deshalb in unterschiedlichster Weise beeinflussen können. Abraumhalden, industrielle Absetzanlagen und andere durch Ablagerungen des Bergbaus kontaminierte Flächen können, da sie sich häufig in unmittelbarer Nähe oder sogar innerhalb von Siedlungen befinden, die Ursache für Strahlenexpositionen der Bevölkerung sein, die gegenüber dem natürlichen Niveau erhöht sind. Unter anderem spielt dabei das aus solchen Hinterlassenschaften in die Atmosphäre freigesetzte und zu einer Strahlenbelastung durch Inhalation führende Radon eine wichtige Rolle. Schon allein wegen ihrer Größe sind dabei vor allem die Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus der Wismut GmbH von Bedeutung. Einen wesentlichen, häufig sogar den größten Beitrag zur Strahlenexposition durch Radon lieferte bzw. liefert dabei, abgesehen von den bereits genannten Halden und industriellen Absetzanlagen, auch die Ableitung der Grubenluft im Bereich der Abwetterschächte.

Für die Untersuchung der Strahlenexposition durch Radon wurden durch das Bundesamt für Strahlenschutz langjährige Messprogramme zur Ermittlung und Bewertung der Radonfreiluftkonzentration durchgeführt. Grundlage für diese Untersuchungen bildete das damalige Strahlenschutzvorsorgegesetz, das in §11 (8) dem Bundesamt für Strahlenschutz die Aufgabe zuwies, im Beitrittsgebiet die Umweltradioaktivität zu ermitteln, die aus bergbaulicher Tätigkeit in Gegenwart natürlicher radioaktiver Stoffe stammt.

Mit den Radon-Messungen sollten Aussagen gewonnen werden, inwieweit die bergbaulichen Hinterlassenschaften durch Freisetzung von Radon das natürliche Konzentrationsniveau des Gebietes beeinflussen und zu einer zusätzlichen Strahlenexposition für die in der Umgebung lebenden Bevölkerung beitragen. Das erforderte neben der Schaffung eines Gesamtüberblicks über die Radonkonzentrationen in den betroffenen Gebieten vor allem die Abschätzung des natürlichen Konzentrationsniveaus als Voraussetzung für die Bestimmung des bergbaubedingten Anteils. Nur dieser ist aus Sicht des Strahlenschutzes von Interesse. Die Schaffung solcher Übersichten ist im übrigen auch für die Schaffung eventueller rechtlicher Regelungen zur Begrenzung der Strahlenexposition durch Radon von Bedeutung. Auf die sich aus den Untersuchungsergebnissen ergebenden Konsequenzen für die radiologische Bewertung der Radonexposition wird am Schluss des Berichtes eingegangen.

Bei den Untersuchungen wurde auch eine Reihe von Erkenntnissen gewonnen, die im Hinblick auf die Vorgabe einheitlicher Methoden zur Erfassung und Bewertung der Radonfreiluftkonzentrationen mittels Immissionsmessungen von Bedeutung sind. Dazu werden auch die Ergebnisse einer

Reihe von Sonderuntersuchungen herangezogen, die speziellen Problemen (Radonexpositionen im Zusammenhang mit Sanierungsarbeiten, zeitliche Entwicklung nach Abdeckung etc.) gewidmet waren bzw. sind.

In diesem Bericht werden die verwendeten Methoden und die Ergebnisse der langjährigen Untersuchungen zusammenfassend dargestellt und diskutiert. Es wird zunächst für alle Bergbauggebiete aus den in bergbaulich nicht beeinflussten Bereichen ermittelten Werten der natürliche Untergrund der Radonkonzentration abgeschätzt. Anschließend werden Messgebiete identifiziert, in denen die Radonfreisetzung aus bergbaulichen Hinterlassenschaften zu nennenswert erhöhten Radonkonzentrationen in Siedlungsgebieten geführt hat. Diese Gebiete werden ausführlich diskutiert und die Ursachen für die Erhöhung analysiert. Es wird am Beispiel der Messungen im Stadtgebiet Johanngeorgenstadt über Ergebnisse zur Untersuchung zum bergbaulichen Einfluss auf die Radonsituation in Siedlungsgebieten und deren Auswirkung auf die Radonexposition ebenso berichtet wie über die Auswirkungen der Sanierungstätigkeiten der Wismut GmbH. Abschließend werden Empfehlungen zur Bewertung der Radonkonzentration im Freien gegeben.

2 DURCHFÜHRUNG DER MESSUNGEN

2.1 Vorgehensweise zur Erfassung der Radonsituation in Bergbaugebieten

2.1.1 Aufgabenstellung

Obwohl die Wismut SDAG in der DDR grundsätzlich eine eigenständige Strahlenschutzüberwachung durchführte, wurde im Jahr 1983 vom damaligem Staatlichen Amt für Atomsicherheit und Strahlenschutz (SAAS) mit dem Aufbau von Messnetzen zur Überwachung der Radonableitungen aus den Uranerzbergbau- und Aufbereitungsanlagen der Wismut begonnen und damit erstmalig auch eine betreiberunabhängige Kontrolle ermöglicht. Bis 1990 wurde das Messnetz auf alle Betriebsteile der Wismut ausgedehnt.

Nach der politischen Wende in der DDR und dem Beitritt zur Bundesrepublik Deutschland rückte die Frage der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch den Bergbau und seinen Hinterlassenschaften infolge der nun möglichen öffentlichen Diskussion sehr schnell in den Blickpunkt der Öffentlichkeit. Hinsichtlich des Freiluftradons trug das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) ab 1990 dem Aufklärungsbedarf durch eine Ausweitung der Messnetze Rechnung, wobei sich der Schwerpunkt der Untersuchungen von der Überwachung der Emissionen der Wismut GmbH, die 1990 in eine bundeseigene GmbH mit dem ausschließlichen Ziel der Stilllegung und der damit verbundenen Sanierung ihrer Hinterlassenschaften übergang, in Richtung auf die Schaffung umfassender Übersichten über die Radonfreiluftkonzentration in den Bergbauregionen Sachsens, Thüringens und Sachsen-Anhalts verlagerte. Das bedeutete insbesondere eine Erweiterung der Messnetze auf die sogenannten Altbergbauggebiete, in denen entweder kein Wismut-Bergbau stattgefunden

hatte oder dieser Anfang der 60er Jahre eingestellt worden war. Grundlage für diese Untersuchungen bildete das Strahlenschutzvorsorgegesetz, das in §11 (8) dem Bundesamt für Strahlenschutz die Aufgabe zuweist, im Beitrittsgebiet die Umweltradioaktivität zu ermitteln, die aus bergbaulicher Tätigkeit in Gegenwart natürlicher radioaktiver Stoffe stammt.

Ziel der Untersuchungen ist die Beantwortung der Frage, ob infolge der bergbaulichen Tätigkeiten Situationen entstanden sind, die aus Strahlenschutzgründen Maßnahmen erforderlich machen.

2.1.2 Radonquellen in Bergbaugebieten

Im Ergebnis der bergbaulichen Tätigkeiten sind eine Vielzahl von Radonemittenten entstanden, die zum Einen aus der noch laufenden Stilllegung und Sanierung von Anlagen und Einrichtungen des Uranerzbergbaus durch die Wismut GmbH resultieren, sowie aus dem bis zum Anfang der 60er Jahre stillgelegten Uranerzbergbau und dem Altbergbau hervorgegangen sind. Bei den Radonemissionen ist zwischen Ableitungen und Freisetzungen zu unterscheiden. Als Ableitungen werden die bei der Stilllegung und Sanierung des Uranerzbergbaus an definierten Punkten behördlich genehmigten, messtechnisch überwachten und bilanzierten Radonemissionen der Wismut GmbH bezeichnet. Typische Ableitungen erfolgen aus Punktquellen wie Abwetterschächten oder Wetterbohrlöchern zur Ableitung von Grubenwettern, wobei Abwetterschächte aufgrund ihrer großen Wettermengen zu den bedeutendsten Emittenten gehören. Im Gegensatz zu Ableitungen handelt es sich bei Freisetzungen um diffuse, messtechnisch nur schwer erfassbare Emissionen, die sowohl aus flächenhaften Aufschüttungen wie Halden oder auch aus Stollenöffnungen, Mundlöchern u.ä. erfolgen und deren Auswirkung auf die Radonexposition der Bevölkerung oftmals nur durch zusätzliche Immissionsmessungen abgeschätzt werden kann.

Die Abwetterschächte wurden nach der Einstellung der Uranförderung in Abhängigkeit vom Fortgang der Sanierung der untertägigen Grubenbaue stillgelegt oder durch die Wismut GmbH in unbesiedelte Gebiete verlegt und liefern somit heute keinen nennenswerten Beitrag zur Strahlenexposition mehr. Die meisten der hier betrachteten Bergbauregionen werden jedoch geprägt durch Halden, die erhöhte Radiumgehalte aufweisen und aus denen großflächige, bodennahe Radonfreisetzungen erfolgen können.

Die Freisetzung des in der U-238-Zerfallsreihe aus Ra-226 entstehenden Radons (Rn-222) aus Böden und Gesteinen in die Atmosphäre erfolgt durch Diffusions- und Konvektionsprozesse. Die Radonkonzentration in der Bodenluft setzt sich deshalb aus zwei Komponenten zusammen:

- Aus dem diffusiven Radonanteil, der durch Diffusion aus der unmittelbaren Umgebung stammt sowie aus
- dem auch aus größerer Entfernung durch Bodenluftströmungen herantransportierten konvektiven Radonanteil.

Durch Migration des Radons im Boden durch Diffusion und Konvektion gelangt schließlich ein Teil des Radons in die Atmosphäre (Exhalation) oder in Gebäude und Wohnungen.

2.1.3 Beschreibung der Messnetze

Die Auswahl der Messorte orientierte sich in den Bergbaugebieten generell am Vorhandensein bergbaulicher Hinterlassenschaften als mögliche Quellen erhöhter Radonkonzentrationen und deren Lage zu Siedlungsgebieten. Dabei schlägt sich die historisch bedingte unterschiedliche Zielstellung in der Gestaltung der Messnetze in den Gebieten des Uranerz- und des Altbergbaus nieder. Die Messnetze wurden dem jeweiligen Bergbaugebiet zugeordnet und entsprechen in der Regel den im Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten (Altlastenkataster)“ definierten Verdachtsflächen [1]. Ein Teil der Ergebnisse ist in die Bewertungen der radiologischen Situation im Rahmen dieses Projektes eingeflossen.

Die einzelnen Bergbau- bzw. Messgebiete unterscheiden sich hauptsächlich durch die

- Art der bergbaulichen Aktivitäten,
- durch die vorherrschenden geologischen Formationen und
- durch die orographischen Strukturen.

In der Tabelle 1 sind die bergbaulichen Aktivitäten und die vorherrschenden geologischen Formationen (Hauptgesteine) der einzelnen Messgebiete zusammengestellt.

Tabelle 1: Bergbauliche Aktivitäten und Geologie (Hauptgesteine) in den Messgebieten

Messgebiet	Bergbau	Geologie (Hauptgesteine)
Annaberg-Buchholz	Alt- und Uranbergbau	Schiefer, Gneis
Aue	Alt- und Uranbergbau	Granit, Phyllit
Crossen	Aufbereitung von Uranerz und Lagerung der Rückstände	Rotliegendes, Sandstein
Dittrichshütte	Alt- und Uranbergbau	Tonschiefer
Freiberg	Altbergbau	Gneis
Freital	Steinkohlebergbau	Gneis
Gittersee	Uranbergbau, Aufbereitung von Uranerz und Lagerung der Rückstände	
Gottesberg	Alt- und Uranbergbau	Granit
Johanngeorgenstadt	Alt- und Uranbergbau	Granit, Phyllit
Königstein	Uranbergbau	Sandstein
Lengsfeld	Aufbereitung von Uranerz und Lagerung der Rückstände, Wolframiterzbergbau	Granit, Phyllit, Tonschiefer
Mansfeld	Kupfergewinnung und -verhüttung	Sandstein
Marienberg	Alt- und Uranbergbau	Gneis
Mechelgrün	Uranbergbau	Granit (Kontaktthof)
Ronneburg	Uranbergbau	Rotliegendes, Sandstein, Tonschiefer
Seelingstädt	Aufbereitung von Uranerz und Lagerung der Rückstände	Rotliegendes, Sandstein, Tonschiefer
Vergleichsgebiet Görlitz ^a	-	Lausitzer Granit
Vergleichsgebiet Zwickau ^a	-	Granit, Phyllit, Tonschiefer

^a im Folgenden mit VG Görlitz bzw. mit VG Zwickau bezeichnet

Der Bergbaugeschichte der Regionen entsprechend, sind in den meisten Messgebieten Aktivitäten (Abbau und/oder Verarbeitung der geförderten Erze) sowohl des Alt- als auch des Uranbergbaus zu verzeichnen.

In den Messgebieten Crossen, Gittersee, Mansfeld, Ronneburg und Seelingstädt kann von einem überwiegend ebenem Gelände ausgegangen werden, während in den anderen Gebieten entweder teilweise (Freiberg, Freital, Lengsfeld) oder insgesamt stärker strukturiertes Gelände vorherrscht.

In den Uranerzbergbaugebieten wurden die Messpunkte beginnend bei den Hauptemittenten (IAA, Halden, Abwetterschächten), verdichtet in den umliegenden Siedlungsgebieten sowie in größeren Rasterabständen in weiter entfernten Siedlungsgebieten eingerichtet. Mit der Anlage der Messnetze sollten Aussagen über die Freisetzung von Radon aus den Anlagen des Uranerzbergbaus so-

wie der räumlichen Ausbreitung bis hin zum natürlichen Niveau gewonnen werden. Diese Messnetze wurden auch nach der Einstellung des Uranerzbergbaus aufrechterhalten, um die Auswirkungen der von der Wismut GmbH an den Objekten durchgeführten Sanierungsmaßnahmen auf die Radonkonzentration in der Freiluft zu verfolgen.

In den Altbergbaugebieten kann wegen der Vielzahl der bergbaulichen Hinterlassenschaften die Radonfreisetzung nicht für jedes einzelne Objekt ermittelt werden, da der geringe Abstand der Objekte zueinander zu einer Überlagerung ihrer Beiträge zur Radonkonzentration führen kann. Entsprechend der Aufgabenstellung wurden deshalb in den bei der Bearbeitung des Projektes "Altlastenkataster" definierten Verdachtsflächen zur Ermittlung der Radonexposition der Bevölkerung die Messpunkte vorrangig in den Siedlungsgebieten eingerichtet, wobei jedoch mögliche Hauptemittenten berücksichtigt wurden.

Da das natürliche Konzentrationsniveau in den Bergbaugebieten nicht bekannt ist, wurden die Messnetze großräumig angelegt und Messpunkte auch in Gebieten eingerichtet, die in genügend weiter Entfernung von den Bergbaugebieten liegen und bei denen deshalb ein bergbaulicher Einfluss ausgeschlossen werden kann. Zur Untersuchung des Variationsbereiches des natürlichen Untergrundes wurden darüber hinaus Messungen in zwei Gebieten mit ähnlichen geologischen Verhältnissen (Lausitzer Granit, Kirchberger Granit) durchgeführt, in denen kein Bergbau umgegangen ist.

Im Rahmen des Messprogrammes wurden in 18 Messgebieten an 595 Messpunkten die Radonkonzentration ermittelt, von denen 485 Messstellen Siedlungsgebieten und 110 Messstellen dem unmittelbaren Bereich bergbaulicher Anlagen zugeordnet werden können (Tabelle 2). Einen Überblick über die Lage der Messgebiete des BfS gibt die Abbildung 1. Die Verteilung der einzelnen Messpunkte innerhalb eines Messgebietes ist in der Anlage für jedes Messgebiet kartographisch dargestellt.

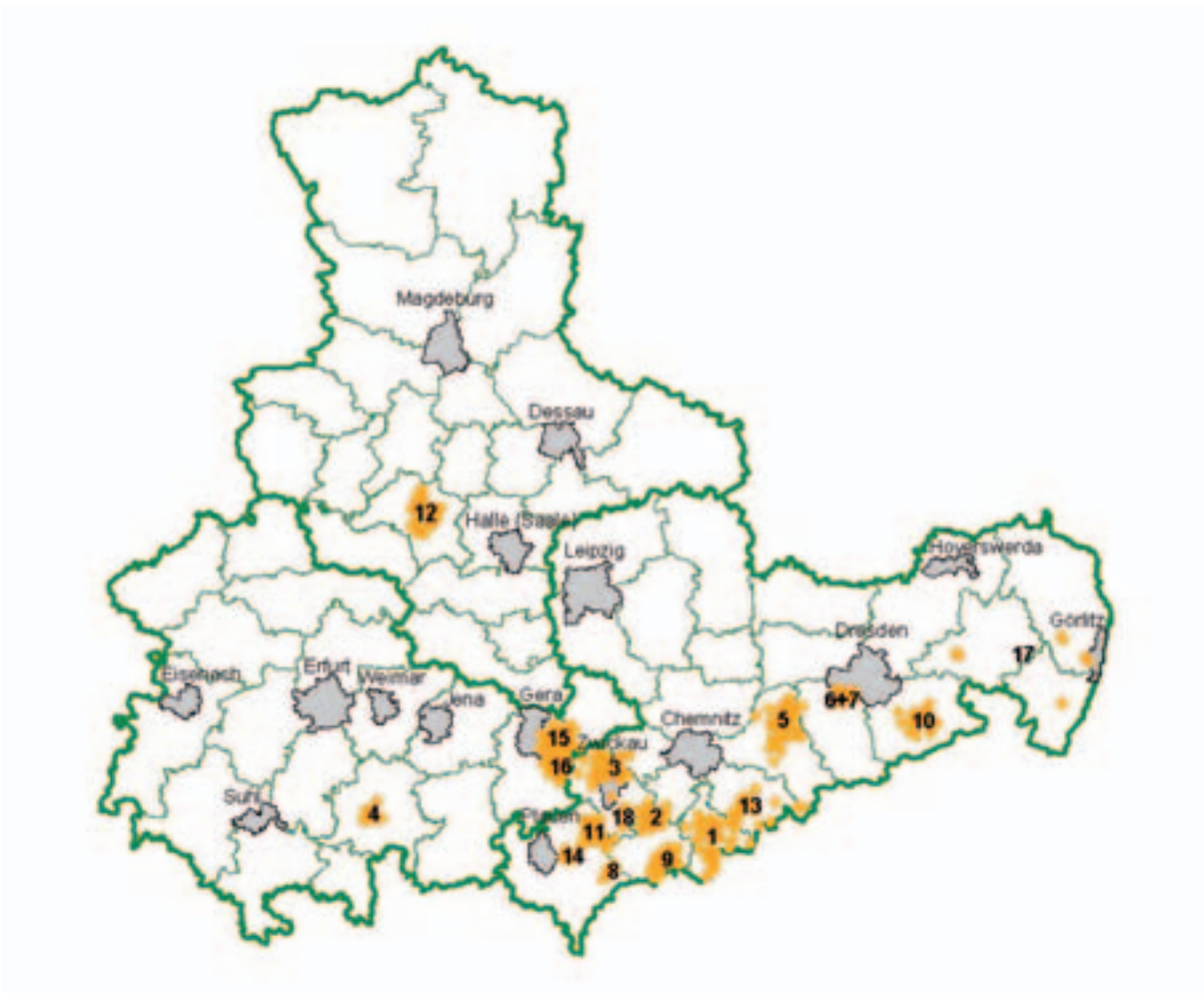


Abbildung 1: Übersicht über die Lage und die Größe der Radonmessgebiete des BfS. Die Nummerierung entspricht der Reihenfolge in Tabelle 2

Die folgende Tabelle beinhaltet die aus den Messpunktkoordinaten abgeschätzte Fläche des jeweiligen Messgebietes und die daraus abgeleiteten mittleren Messpunktdichten.

Tabelle 2: Abgeschätzte Messgebietsflächen und resultierende mittlere Messpunktdichte

Messgebiet	Gebietsnummer	Anzahl der Messpunkte	Fläche in km ²	Messpunktdichte in km ⁻²
Annaberg-Buchholz	1	35	177	0,2
Aue	2	38	49	0,8
Crossen	3	44	106	0,4
Dittrichshütte	4	14	17	0,8
Freiberg	5	38	170	0,2
Freital	6	39	23	1,3
Gittersee	7	6	0,3	20
Gottesberg	8	8	9	0,9
Johanngeorgenstadt	9	108	54	2,0
Königstein	10	17	84	0,2
Lengsfeld	11	42	64	0,7
Mansfeld	12	45	73	0,6
Marienberg	13	41	136	0,3
Mechelgrün	14	8	2,4	3,3
Ronneburg	15	65	87	0,7
Seelingstädt	16	30	65	0,5
VG Görlitz	17	11	-	-
VG Zwickau	18	6	47	0,1
Alle Gebiete		595	1164	0,5

In den meisten Messgebieten wurden die Untersuchungen nach einer mindestens vierjährigen Expositionszeit nach und nach bis zum Jahr 2004 eingestellt, da mit den vorliegenden Messreihen die den Untersuchungen zugrunde liegende Zielstellung weitestgehend erfüllt war und keine Sanierungsarbeiten an Bergbauobjekten, die zu einer Veränderung der in den Gebieten erkannten Situation führen würden, und somit keine neuen Erkenntnisse zu erwarten waren. Auch die Messgebiete im Bereich der Wismut wurden eingestellt, da in diesen Gebieten die Sanierung bergbaulicher Objekte weit vorangeschritten war und deren Auswirkung mit dem von der Wismut selbst betriebenen Messnetzen ausreichend beurteilt werden kann. In der Folgezeit konzentrierten sich die Messungen ausschließlich auf die Lösung methodischer Fragestellungen. Zu diesem Zweck wurde nur noch das Messnetz im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt weitergeführt, da an diesem Standort aufgrund der räumlichen Dichte bergbaulicher Hinterlassenschaften und deren Lage inmitten von Wohngebieten sowie der Vielzahl unterschiedlicher Objektarten die Voraussetzungen gegeben waren, verschiedene Fragestellungen zur Charakterisierung der Radonsituation in einem Gebiet komplex bearbeiten zu können. Das betrifft insbesondere die Auswirkungen auf den Radonpegel in Siedlungsgebieten durch die Sanierung sächsischer Wismut-Altstandorte im Rahmen des Verwaltungsabkommens [2]. Das Messnetz wurde systematisch ausgebaut, wobei die im

Stadtgebiet gelegenen radiologisch relevanten Objekte einbezogen und zusätzlich spezielle Untersuchungen zum Radonfreisetzungverhalten aus Halden durchgeführt wurden. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse werden in den Abschnitten 5.3 und 6 umfassend diskutiert.

2.2 Messverfahren und Auswertung

2.2.1 Beschreibung des Messsystems

Wegen der Abhängigkeit der Radonkonzentration in der Freiluft von den meteorologischen Bedingungen und den dadurch bedingten tages- und jahreszeitlichen Schwankungen sind für die Erfassung gesicherter Mittelwerte nur Langzeitmessungen geeignet. Deshalb wurde vom BfS für die Messungen ein passives Messsystem auf der Basis von Festkörperspurdetektoren eingesetzt. Hierbei handelt es sich um ein sogenanntes Messsystem mit offener Diffusionskammer, in die das Edelgas Radon durch ein Glasfaserfilter diffundiert und dort unter Aussenden von Alpha-Teilchen in kurzlebige Folgeprodukte zerfällt. Beim Zerfall erzeugen die Alpha-Teilchen im Kernspurdetektor Spuren, deren Dichte proportional zur Radonexposition (Produkt aus Radonkonzentration und Expositionszeit) ist. Der Kernspurdetektor stellt damit einen integrierenden Detektor dar, mit dem die mittlere Radonkonzentration innerhalb der Messzeit einfach bestimmt werden kann.

Bis zum Jahr 1990 wurden handelsübliche Plastikbecher aus Polyethylen als Diffusionskammern verwendet. Seit 1990 wird für die Messungen ein im BfS entwickeltes passives Messsystem eingesetzt, das bei nahezu allen klimatischen Bedingungen eingesetzt werden kann und sich durch geringe Gerätekosten und eine robuste Bauweise auszeichnet [3]. Die bei diesem System eingesetzten Diffusionskammern werden aus einem elektrisch leitfähigen Plastikmaterial hergestellt. Die verwendeten Festkörperspurdetektoren bestehen aus der Biphenyl - Polycarbonatfolie MAKROFOL DE 1 - 4 mit einer Dicke von 0,3 mm. Durch eine Wetterschutzhaube aus Polyethylen wird die Diffusionskammer vor mechanischen Beschädigungen und extremen klimatischen Einflüssen geschützt (Abbildung 2).

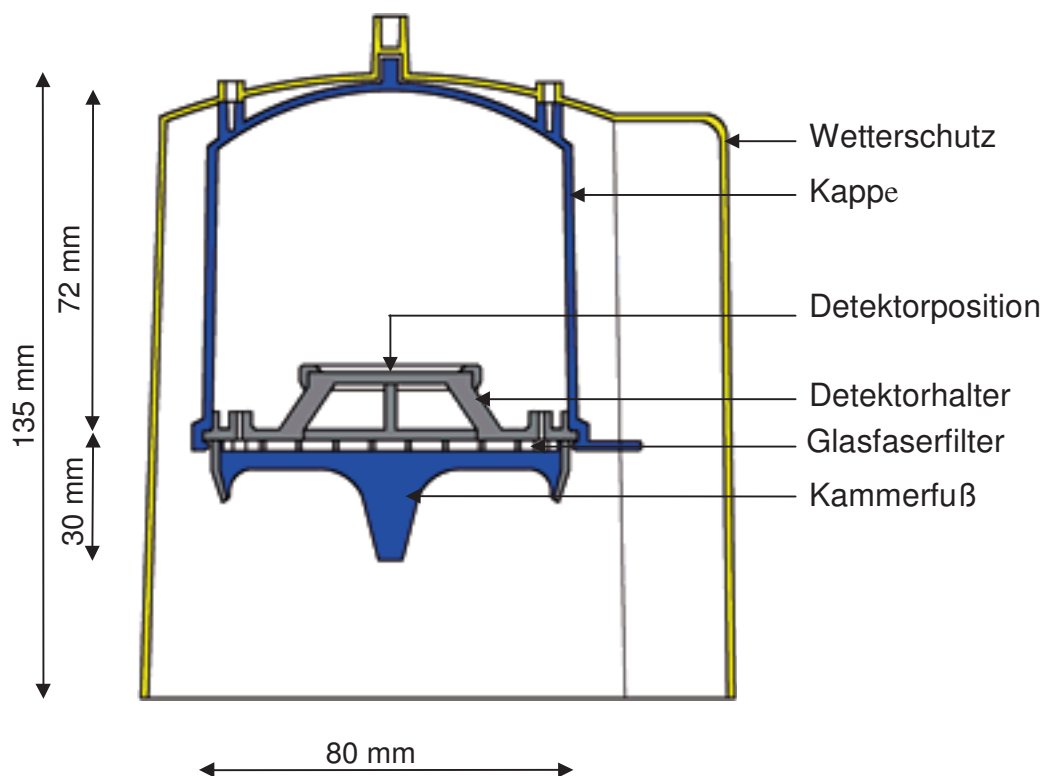


Abbildung 2: Passive Radondiffusionskammer des BfS

An den einzelnen Messpunkten befinden sich jeweils zwei Messeinrichtungen in einer Höhe von etwa 1,50 m über dem Erdboden. Nach einer halbjährlichen Exposition werden die Detektoren gewechselt, elektrochemisch geätzt und die angeätzten Spuren unter einem Lichtmikroskop ausgewertet. Das Messsystem wird in regelmäßigen Abständen im BfS im Laboratorium für Radon und Radonzerfallsprodukte bei Kurzzeitexpositionen kalibriert.

2.2.2 Erkennungs- und Nachweisgrenze, Messunsicherheit

Das Messsystem besitzt eine Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze der Radonexposition von ca. 20 kBqh/m³ bzw. 40 kBqh/m³. Für eine halbjährliche Expositionszeit des Detektors ergeben sich damit Werte der Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze für die Radonkonzentration von ca. 5 Bq/m³ bzw. 10 Bq/m³.

Die Messunsicherheit einer Einzelmessung liegt mit einer statistischen Sicherheit von 95 % für eine Radonexposition von ca. 100 kBqh/m³ bei etwa 20%. Für eine halbjährliche Expositionszeit und einer Radonkonzentration von 20 Bq/m³ ergeben sich demnach Messunsicherheiten von etwa 20%. Bei geringeren Radonkonzentrationen steigen die Messunsicherheiten an und können insbesondere im Bereich der Erkennungsgrenze Werte von 50% und mehr annehmen. Die aus einer Parallelmessung der Radonkonzentration mit zwei Messkammern an jedem Messpunkt resultierende Radonkonzentration c_D ergibt sich aus dem arithmetischen Mittelwert der beiden Einzelmessungen.

sungen c_1 und c_2 , die entsprechende mittlere Messunsicherheit Δc aus dem Fehlerfortpflanzungsgesetz (Δc_1 , Δc_2 – Messunsicherheiten einer Einzelmessung):

$$c_D \pm \Delta c = \frac{(c_1 + c_2) \pm \sqrt{(\Delta c_1)^2 + (\Delta c_2)^2}}{2} \quad (1)$$

Weichen die beiden Einzelwerte der Radonkonzentration signifikant voneinander ab, kann Gleichung (1) nicht angewendet werden. Als hauptsächliche Ursachen größerer Messwertunterschiede kommen Fehler bei der Exposition eines Detektors im Freien (z.B. Löcher im Filter, beschädigte Messkammer o.ä.) infrage, während die tatsächlich über einen Zeitraum von einem halben Jahr gemittelten Radonfreiluftkonzentrationen im Umfeld der beiden benachbarten Messkammern nur unwesentlich differieren dürften. Unterschiede zwischen den gemessenen Einzelwerten der Radonkonzentration wurden dann als signifikant interpretiert, wenn die beiden 95%-Vertrauensbereiche der Einzelwerte sich nicht überlappen. In solchen Fällen wurde versucht, durch Plausibilitätsbetrachtungen, hauptsächlich durch Vergleich mit Messwerten aus zurückliegenden Expositionen, denjenigen Einzelwert zu ermitteln, der für die weitere Auswertung zugrunde gelegt werden kann.

Durch Langzeituntersuchungen der Expositionen im Freien mit aktiven und passiven Messsystemen, die mit MAKROFOL-Kernspurdetektoren des BfS bestückt waren, [4, 5] konnte gezeigt werden, dass auch unter Feldbedingungen unter zum Teil extremen klimatischen Bedingungen (z.B. Feuchtigkeit) keine signifikanten Messunsicherheiten auftreten, so dass die genannten Messunsicherheiten als Gesamtmessunsicherheit der Radonkonzentrationsmessung mit Kernspurdetektoren des BfS angesehen werden können.

Im gesamten Bericht wird zur besseren Übersicht in den Diagrammen die Radonkonzentration ohne die Angabe von Unsicherheiten und Fehler dargestellt.

2.2.3 Vorgehen bei der Auswertung der Messergebnisse

Im Folgenden werden für die statistische Auswertung nur die pro Messpunkt berechneten Jahreswerte herangezogen, die den zeitlich gewichteten Mittelwert der beiden gemessenen Halbjahreskonzentrationswerte darstellen. Eine Ausnahme stellen die Untersuchungen zum bergbaulichen Einfluss auf die natürliche Radonkonzentration dar, für die auch die gemessenen Halbjahreswerte der Radonkonzentration zugrunde gelegt werden.

Der Detektorwechsel wurde in der Regel im zweiten und vierten Quartal des Jahres durchgeführt. Für die Berechnung des Jahresmittelwertes (im Folgenden nur als Jahreswert bezeichnet) für das Jahr N werden die beiden gemessenen Halbjahreswerte mit den Expositionszeiträumen

- Anfang zweites Quartal(N) bis Ende drittes Quartal(N) -*Sommerhalbjahr*- und
- Anfang viertes Quartal(N) bis Ende erste Quartal(N+1) -*Winterhalbjahr*-

zugrunde gelegt. Da der halbjährliche Detektorwechsel aus technischen Gründen nicht immer zum gleichen Zeitpunkt erfolgen konnte, ergeben sich hieraus unterschiedliche Gesamtexpositionszeiträume für den Jahreswert. Für den größten Teil (etwa 90%) aller berechneten Jahreswerte gilt ein Expositionszeitraum von (12 ± 2) Monate. Angesichts des messgebietsweise durchgeführten Detektorwechsels sind die Expositionszeiten für jedes Jahr in der Regel auch für alle Messpunkte eines Messgebietes gleich.

Aufgrund der unterschiedlichen Freisetzungs- und Ausbreitungsverhältnisse in den einzelnen Messgebieten werden zur Charakterisierung der Radonfreiluftkonzentration statistische Auswertungen jeweils für ein Messgebiet durchgeführt. Die statistischen Kennzahlen für ein Messgebiet selbst werden auf der Basis aller Jahreswerte ermittelt.

3 ÜBERSICHT ÜBER DIE RADONKONZENTRATION IN SIEDLUNGSGEBIETEN

Da das wichtigste Ziel der Radonmessungen in der Abschätzung der Radonexposition der Bevölkerung besteht, werden in diesem Abschnitt ausschließlich die Ergebnisse von in Siedlungsgebieten ermittelten Radonkonzentrationen dargestellt.

Eine erste Übersicht über alle in Siedlungsgebieten ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration bietet die in Abbildung 3 dargestellte Häufigkeitsverteilung. In die Auswertung wurden dabei insgesamt 3904 Jahreswerte einbezogen, die in einem Gesamtzeitraum von 1990 bis 2005 ermittelt wurden. Zur besseren Anschaulichkeit sind die Jahreswerte oberhalb 100 Bq/m^3 zusätzlich in einer separaten Häufigkeitsverteilung mit einer größeren Klassenbreite dargestellt (unteres Bild in

Abbildung 3). Aus den beiden Darstellungen in Abbildung 3 kann entnommen werden, dass die Verteilung der Jahreswerte der Radonkonzentration rechtsschief ist und eine gewisse Ähnlichkeit mit einer Lognormalverteilung aufweist. Allerdings ergab ein Anpassungstest (Kolmogorov-Smirnov-Test, im Folgenden kurz KS-Test genannt), dass die Nullhypothese, die Werte stammen aus einer Lognormalverteilung, zum Niveau von 0,05 zu verwerfen ist. Dies reflektiert offenbar die Tatsache, dass die Messungen in vom Bergbau beeinflussten und unbeeinflussten Gebieten sowie mit Messnetzen unterschiedlicher Messpunktdichte und Betrachtungszeiträume durchgeführt wurden.

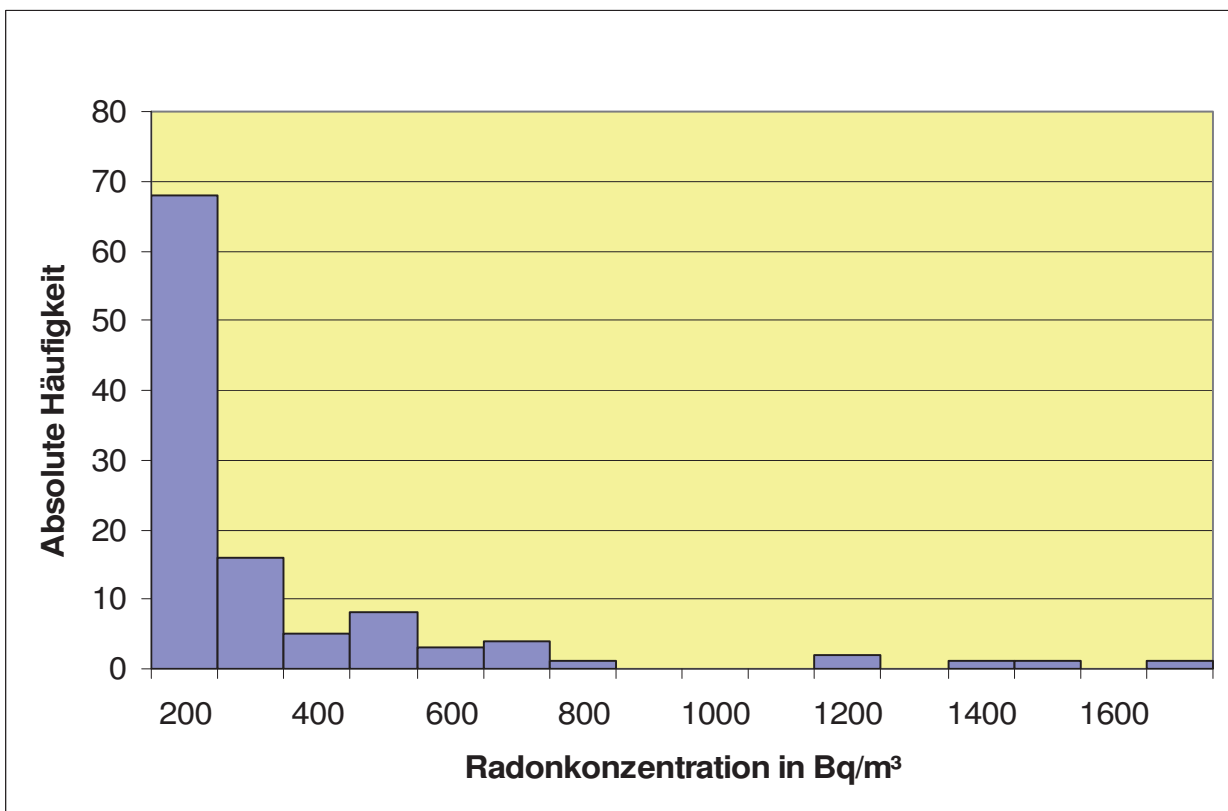
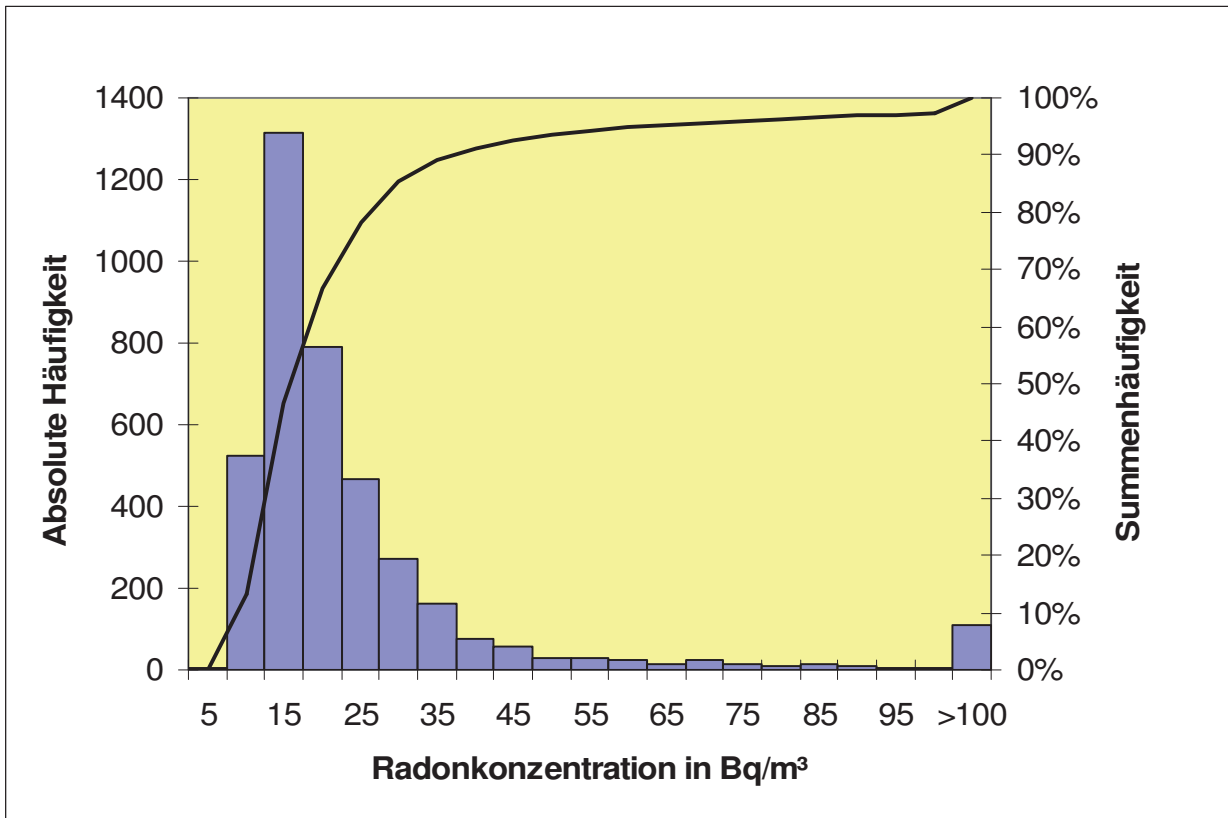


Abbildung 3: Im oberen Bild ist die Häufigkeitsverteilung aller in Siedlungsgebieten ermittelten Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien dargestellt (Balken - absolute Häufigkeit, durchgezogene Linie - prozentuale Summenhäufigkeit). Das untere Bild zeigt einen Ausschnitt der im oberen Bild dargestellten Häufigkeitsverteilung für Jahresmittelwerte der Radonkonzentration $> 100 \text{ Bq/m}^3$.

Folgende wichtige Schlussfolgerungen können gezogen werden:

- Die Schwankungsbreite der Jahreswerte ist sehr groß und umfasst Werte von 5 Bq/m^3 bis 1700 Bq/m^3 .
- Die Mehrzahl der Jahreswerte liegt im unteren Bereich der Radonkonzentrationen. So sind über 90% aller Jahresmittelwerte kleiner als 50 Bq/m^3 .
- Etwa 30% aller Jahreswerte liegen in einem Bereich zwischen 10 Bq/m^3 und 15 Bq/m^3 .
- Jahreswerte $> 100 \text{ Bq/m}^3$ treten nur in etwa 1% aller Fälle auf.

Aus den für *jedes* Messgebiet separat durchgeführten Untersuchungen ergeben sich folgende Ergebnisse:

Analog zur Gesamtverteilung aller Jahreswerte der Radonkonzentration findet man auch in den einzelnen Messgebieten überwiegend rechtsschief verteilte Jahreswerte, die in neun Messgebieten einer Lognormalverteilung folgen (KS-Test auf dem 5%-Niveau). Insbesondere für die Messgebiete mit den höchsten Radonkonzentrationen, wie z.B. Aue, Freital, Johanngeorgenstadt, Lengenfeld und Ronneburg musste aber die Annahme einer Lognormalverteilung auf dem 5%-Niveau abgelehnt werden.

In der Tabelle 3 sind für jedes Messgebiet die aus den Jahreswerten der Radonkonzentration bestimmte Spannweite, der Median und das 95. Perzentil aufgelistet. Auf die Anwendung parametrischer Schätzverfahren wurde hier vollständig verzichtet, da die Radonkonzentrationen in den Messgebieten keine einheitlichen Verteilungen aufweisen.

Tabelle 3: Statistische Kennzahlen der Radonkonzentration im Freien für jedes Messgebiet

Messgebiet	Anzahl der Messpunkte	Anzahl der Messwerte	Radonkonzentration in Bq/m ³		
			Bereich	Median	95. Perzentil
Annaberg-Buchholz	34	216	5 - 43	14	27
Aue	32	327	7 - 240	20	77
Crossen	35	380	5 - 49	14	28
Dittrichshütte	12	50	5 - 34	13	25
Freiberg	35	132	6 - 32	12	21
Freital	36	242	7 - 140	18	100
Gottesberg	8	71	11 - 70	31	56
Johanngeorgenstadt	93	714	5 - 1700	22	220
Königstein	16	130	5 - 34	11	24
Lengsfeld	29	318	6 - 120	21	56
Mansfeld	25	165	5 - 35	12	20
Marienberg	41	290	5 - 43	13	31
Mechelgrün	7	85	7 - 37	12	31
Ronneburg	39	480	7 - 220	16	36
Seelingstädt	22	278	6 - 50	15	35
VG Görlitz	8	16	11 - 30	20	25
VG Zwickau	6	38	11 - 42	17	31

Aus der Tabelle 3 kann entnommen werden, dass in fünf Messgebieten vergleichsweise hohe Maximalwerte der Radonkonzentration ermittelt wurden: Aue, Freital, Johanngeorgenstadt, Lengsfeld und Ronneburg. Wie im Abschnitt 5 gezeigt wird, ist in diesen Messgebieten der bergbauliche Einfluss auf die Radonkonzentration im Freien besonders groß. Weiterhin fällt auf, dass in den Messgebieten, in denen der Bergbau umgegangen ist (also ohne VG Görlitz und VG Zwickau) bis auf die o.g. fünf Messgebiete sowie Gottesberg der Median nur einen geringen Bereich von 11 bis 16 Bq/m³ umfasst.

In der folgenden Abbildung 4 sind für jedes Messgebiet die Jahreswerte der Radonkonzentration als Boxplot dargestellt.

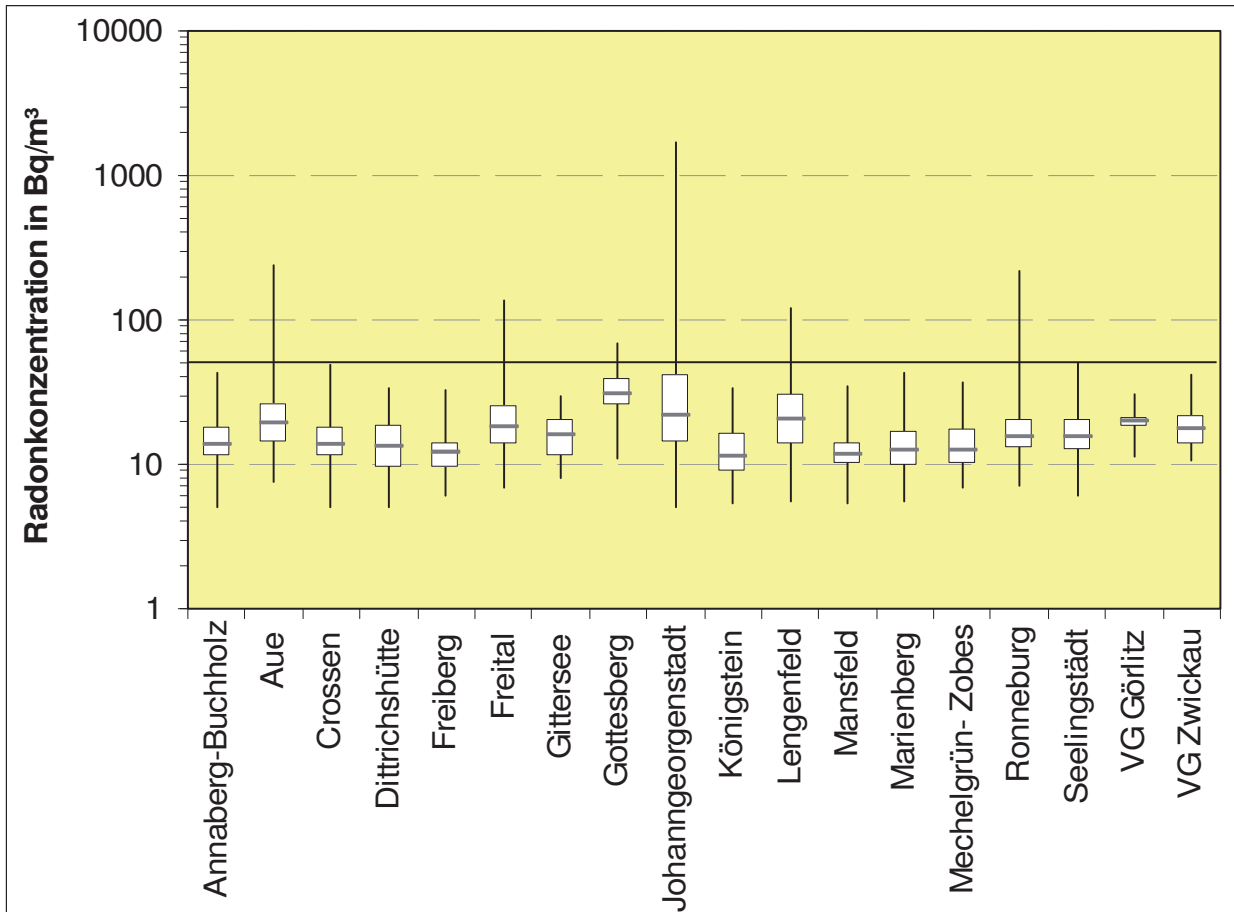


Abbildung 4: Boxplot für alle Jahreswerte der Radonkonzentration in den Messgebieten (das Rechteck symbolisiert den Interquartilbereich, der waagerechte Strich im Rechteck den Median und die äußeren senkrechten Linien die Spannweite)

Deutlich ist zu erkennen, dass in den meisten Messgebieten nur Jahreswerte der Radonkonzentration unterhalb von 50 Bq/m^3 auftreten. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Werte auch einen Beitrag des natürlichen Untergrundes beinhalten, der bei einer radiologischen Bewertung unberücksichtigt bleibt, kann davon ausgegangen werden, dass in diesen Gebieten der Richtwert von 1 mSv/a für Einzelpersonen der Bevölkerung über den Pfad "Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten" nicht überschritten wird [6]. Andersherum bedeutet dies, dass Messgebiete, in denen der Wert von 50 Bq/m^3 überschritten wird, unter Strahlenschutzgesichtspunkten sicher besondere Aufmerksamkeit erfordern, da gegebenenfalls bereits der Expositionspfad "Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten" zu Strahlenexpositionen im Bereich des genannten Dosisrichtwertes führen kann. Aus diesem Grund werden die Ergebnisse der Untersuchungen in diesen Gebieten in Abschnitt 5 ausführlicher dargestellt und diskutiert. Wegen der Bedeutung des natürlichen Untergrundes werden aber zuvor in Abschnitt 4 die Untersuchungsergebnisse zu dessen Bestimmung für die einzelnen Messgebiete dargestellt.

4 BESTIMMUNG DER NATÜRLICHEN RADONKONZENTRATION IN DEN MESSGEBIETEN

4.1 Vorbemerkungen

Aus der Sicht des Strahlenschutzes sind lediglich anthropogen erhöhte Radonkonzentrationen von Interesse, nicht jedoch der natürliche Radonpegel. Da die Messsysteme nicht zwischen beiden Beiträgen unterscheiden, werden Werte der natürlichen Untergrundkonzentration benötigt, die von den jeweiligen ‚Brutto‘ – Messwerten subtrahiert werden. Für die Zeit vor der Aufnahme bergbaulicher Aktivitäten existieren jedoch in den betroffenen Regionen keine Messwerte der Radonkonzentration im Freien. Daher ist es auch nicht möglich, individuellen Messpunkten in den Messgebieten spezifische Untergrundwerte der Radonkonzentration zuzuordnen. Für Gebiete in unmittelbarer Umgebung der Bergbaugebiete, innerhalb derer ähnliche geologische, topographische und meteorologische Bedingungen herrschen, und die als vom Bergbau unbeeinflusst gelten können, ist es aber möglich, regionale Untergrundwerte zu ermitteln, die annähernd als repräsentativ für das Messgebiet als Ganzes betrachtet werden können.

Die Einrichtung der einzelnen Messgebiete, d.h. ihre Lage, Ausdehnung und Messpunktdichte orientierte sich, wie im Abschnitt 2 beschrieben, vorrangig am Vorhandensein bergbaulicher Aktivitäten. Aufgrund dieser Vorgehensweise bei der Messgebietsauswahl und der Tatsache, dass die Förderung von Erzen typischerweise in Regionen mit gleichen geologischen Verhältnissen (Hauptgesteinen) vorangetrieben wurde, kann man davon ausgehen, dass im Messgebiet selbst auch die geologischen und oft auch die topografischen Verhältnisse i.d.R. keine großen Unterschiede aufweisen. Für das Messgebiet Crossen, in dem keine Erzförderung stattfand, konnten anhand geologischer Karten ähnliche geologische Verhältnisse (überwiegend Rotliegendes, das im Bereich der breiten Talau der Zwickauer Mulde von Flussschottern, Schmelzwassersanden und -kiesen und lokal vorhandenem Auenlehm überdeckt wird) festgestellt werden. Das Messgebiet Lengenefeld wird dagegen von mehreren geologischen Einheiten mit unterschiedlichem Radonpotential geprägt (Granite, Schiefer und Phyllite). Für die Bewertung der Radonsituation in diesem Messgebiet werden daher für diese Einheiten getrennte Untergrundwerte ermittelt.

4.2 Vorgehensweise

Zur Identifikation bergbaulich unbeeinflusster Messpunkte in den Messnetzen wurden auf der Grundlage der geschätzten Quellstärken und der Lage der relevanten Hinterlassenschaften für jeden Messpunkt mithilfe des generischen Ausbreitungsmodells der Berechnungsgrundlagen-Bergbau: Teil Radon [6] obere Abschätzungen der bergbaubedingten Radonkonzentrationen durchgeführt. Liegen die für einen Messpunkt berechneten Werte der bergbaubedingten Radonkonzentration unterhalb von 3 Bq/m^3 , werden die an diesem Messpunkt gemessenen Radonkonzentrationen als natürlicher Untergrund interpretiert. Der gewählte Wert von 3 Bq/m^3 orientiert sich

an der messsystemspezifischen Unsicherheit einer Einzelmessung im Bereich der zu erwartenden Untergrundwerte.

Ausgangspunkt der Berechnungen sind die im Projekt "Altlastenkataster" gesammelten Informationen zu allen bergbaulichen Objekten (Lage, Größe, Art usw.) und den entsprechenden radiologischen Untersuchungsergebnissen. Mithilfe dieser Angaben wurden nach [6] Radonexhalationsraten abgeschätzt und für jeden Messpunkt eine bergbaubedingte Radonkonzentration berechnet. Die Bestimmung der mittleren Langzeit-Radonexhalationsrate eines bergbaulichen Objektes stellt mit den zur Verfügung stehenden Informationen nur eine grobe Abschätzung dar. So kann z.B. die Radonexhalationsrate einer Halde nicht nur zeitlich sondern auch räumlich stark variieren. In solchen Fällen können durch die Verwendung von Mittelwerten der spezifischen Aktivität (bzw. der Exhalationsrate) für das jeweilige Objekt reale Zusatzbelastungen an bestimmten Expositionsorten erheblich unterschätzt werden. Außerdem wurde bei der Berechnung von Messpunktabständen zum Rand flächenhafter bergbaulicher Hinterlassenschaften diesen Objekten eine Kreisform unterstellt, so dass bei größeren Abweichungen von dieser Form insbesondere bei nicht zu kleinen Objekten Fehler bei der Abstandsbestimmung bis zu mehreren Hundert Metern möglich sind. Um möglichst sicherzugehen, dass zur Ableitung eines natürlichen Radonuntergrundes im wesentlichen nur bergbaulich unbeeinflusste Messpunkte berücksichtigt werden, wurden aus der Menge aller Messpunkte nur solche weiter betrachtet, die einen Mindestabstand¹ von 500 m zu bergbaulichen Objekten besitzen. Aus der Menge dieser Messpunkte wurden dann, wie oben beschrieben, diejenigen als bergbaulich unbeeinflusst deklariert, für die nur bergbaubedingte Radonkonzentrationen $\leq 3 \text{ Bq/m}^3$ berechnet wurden. Wegen der Konservativität des Modells dürften die tatsächlichen Bergbaubeiträge in aller Regel auch dann deutlich kleiner als 3 Bq/m^3 sein, wenn die Rechnungen Werte in diesem Bereich ergeben.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Gesamtübersicht

Einen ersten Überblick über die Jahresmittelwerte der Radonkonzentration an im o.g. Sinne vom Bergbau unbeeinflussten Messpunkten erhält man mit der in Abbildung 5 dargestellten Häufigkeitsverteilung. Es wurden die Jahreswerte aus allen Messgebieten einbezogen.

¹ Auf der Basis der im Fachinformationssystem bergbaubedingte Umweltradioaktivität (FbU) enthaltenen Informationen wurden für alle Radon-Messpunkte Abstände zu allen ca. 8000 bergbaulichen Objekten (Halde, Absetzanlagen, Schächte u.ä.) berechnet, das Minimum bestimmt und als Mindestabstand jedem Messpunkt zugeordnet. Für ein flächenhaftes bergbauliches Objekt beschreibt der Mindestabstand die Entfernung des Radon-Messpunktes vom Rand dieses Objektes (bei der Abstandsberechnung wurde für alle flächenhaften Objekte eine Kreisform unterstellt).

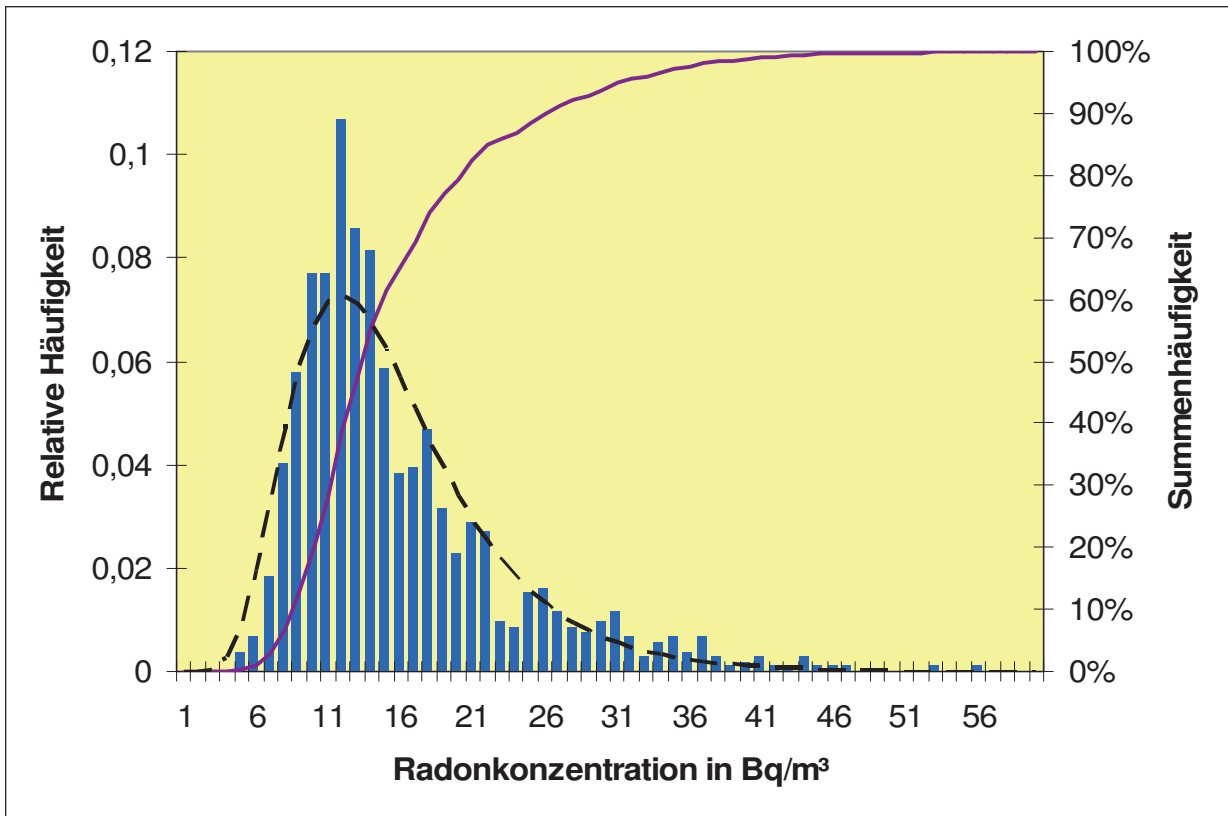


Abbildung 5: Häufigkeitsverteilung aller Jahresmittelwerte des natürlichen Untergrundes der Radonkonzentration im Freien (Balken - relative Häufigkeit, durchgezogene Linie - prozentuale Summenhäufigkeit, gestrichelte Linie - Lognormalverteilung für die aus der Stichprobe abgeleiteten Parameter Mittelwert (2,653) und Standardabweichung (0,422) der logarithmierten Werte der Radonkonzentration)

Es handelt sich hier augenscheinlich um eine Lognormalverteilung, wobei etwa die Hälfte der Messwerte sich im ersten Viertel des gesamten Messbereiches ($< 10 \text{ Bq/m}^3$) konzentrieren. Mit dem KS - Test konnte die Hypothese, die gemessenen Werte entstammen einer Lognormalverteilung, nicht abgelehnt werden (bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$). Die statistischen Kennzahlen dieser Verteilung (1024 Werte) sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Unter der genannten Voraussetzung des Vorliegens logarithmisch normalverteilter Messwerte werden Mittelwert (μ), Standardabweichung σ , geometrische Standardabweichung σ_g , Median (M), Modalwert (D) und Perzentil ($x_{1-\alpha}$) wie folgt berechnet [7]:

$$\mu = \exp\left(\bar{y} + \frac{s_y^2}{2}\right), \quad (2)$$

$$\sigma = \sqrt{\exp(2\bar{y} + s_y^2) \times [\exp(s_y^2) - 1]}, \quad (3)$$

$$\sigma_g = \exp(s_y) \quad (4)$$

$$M = \exp(\bar{y}), \quad (5)$$

$$x_{1-\alpha} = \exp(\bar{y} + k_{1-\alpha} s_y) \quad (6)$$

$$D = \exp(\bar{y} - s_y^2), \quad (7)$$

wobei \bar{y} und s_y^2 der arithmetische Mittelwert und die Varianz der transformierten Jahreswerte

$y_i = \ln x_i$ sowie $k_{1-\alpha}$ das Quantil der Standardnormalverteilung bedeuten.

Tabelle 4: Statistische Kennzahlen für die Verteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien des natürlichen Untergrundes in allen Messgebieten

Kenngroße	Wert in Bq/m ³
Mittelwert μ	16
Median M	14
Modalwert D	12
Standardabweichung σ	6,9
Geometrische Standardabweichung σ_g	1,5
Minimum	5,0
Maximum	55
90. – Perzentil	24
95. – Perzentil	28
99. – Perzentil	38

Insgesamt bleibt als wichtige Aussage festzuhalten, dass die Jahreswerte der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes aller Messgebiete einer Lognormalverteilung folgen und bei einem Mittelwert von 16 Bq/m³ und einem 95. - Perzentil von 28 Bq/m³ nur einen unerwartet geringen Wertebereich von 5 bis maximal 55 Bq/m³ umfassen.

4.3.2 Der natürliche Untergrund in den einzelnen Messgebieten

Wegen der schon im Abschnitt 2 erwähnten Unterschiede zwischen den Messgebieten wurden für jedes Messgebiet die Jahreswerte des natürlichen Untergrundes analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Der KS - Test ergab bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%, dass die Jahreswerte der Radonkonzentration in allen Messgebieten einer Lognormalverteilung folgen. Die Berechnung der in Tabelle 5 enthaltenen statistischen Kennzahlen erfolgte daher unter Zugrundelegung der in Abschnitt 4.3.1 dargestellten Gleichungen (2) bis (6).

Tabelle 5: Statistische Kennzahlen des natürlichen Untergrundes der Radonkonzentration im Freien für jedes Messgebiet (die Berechnung erfolgte nach den Gleichungen (2) - (6))

Messgebiet	Anzahl der Messpunkte/ (Anzahl der Messwerte)	Radonkonzentration in Bq/m ³		
		Mittelwert (Median)	Standardabw. (geometrische. Standardabw.)	95. - Perzentil
Annaberg	14 (86)	14 (13)	5,0 (1,4)	23
Aue	5 (60)	13 (12)	3,4 (1,3)	19
Crossen	15 (163)	13 (13)	3,9 (1,3)	21
Dittrichshütte	7 (26)	15 (13)	8,1 (1,7)	30
Freiberg	18 (68)	12 (12)	4,2 (1,4)	20
Freital	4 (19)	14 (13)	4,4 (1,4)	22
Gottesberg	4 (33)	30 (29)	7,9 (1,3)	45
Johanngeorgenstadt	8 (81)	14 (13)	5,1 (1,4)	23
Königstein	9 (74)	13 (12)	5,5 (1,5)	23
Lengsfeld/ Granitgebiete	13 (131)	23 (21)	11 (1,6)	43
Lengsfeld/Tonschiefergeb	5 (67)	15 (14)	6,4 (1,5)	27
Mansfeld	4 (24)	12 (12)	4,5 (1,4)	21
Marienberg	12 (80)	13 (13)	5,2 (1,4)	23
Mechelgrün	3 (35)	14 (13)	6,3 (1,5)	26
Ronneburg/Seelingstädt	3 (38)	16 (15)	4,8 (1,4)	24
VG Görlitz	8 (16)	20 (19)	4,4 (1,2)	28
VG Zwickau	6 (38)	19 (18)	6,5 (1,4)	31

Bei der Betrachtung der Radonkonzentrationen in Tabelle 5 fällt auf, dass die Mittelwerte und Perzentile in den Messgebieten Gottesberg und Lengsfeld gegenüber den anderen Messgebieten deutlich höhere Werte der Radonkonzentration aufweisen. Für die in diesen Messgebieten gefundenen höheren Radonkonzentrationen zeichnen hauptsächlich die im geologischen Untergrund vorherrschenden Granite verantwortlich (vgl. Abschnitt 2.1.3).

Außerdem kann aus Tabelle 5 entnommen werden, dass stark unterschiedliche Topographien (z.B. Mansfeld, Crossen mit überwiegend ebener und Annaberg, Aue, Marienberg mit überwiegend gebirgiger Geländestruktur) offensichtlich zu keinen großen Unterschieden der Mittelwerte und Standardabweichungen führen.

4.3.3 Langzeit-Verhalten des natürlichen Untergrundes

Zur Veranschaulichung des zeitlichen Verhaltens der Untergrundwerte der Radonkonzentration in den Messgebieten wurden die Jahresmittelwerte von Messpunkten mit vollständigen Messreihen der Radonkonzentration im Zeitraum von 1993 - 2004 aus allen Messgebieten in Box-Plots als Zeitreihe dargestellt (s.). Derartig lange Messreihen befinden sich nur in den Messgebieten Aue, Crossen, Lengenfeld in den Granit- und Tonschiefergebieten, Mechelgrün-Zobes und Ronneburg/Seelingstädt.

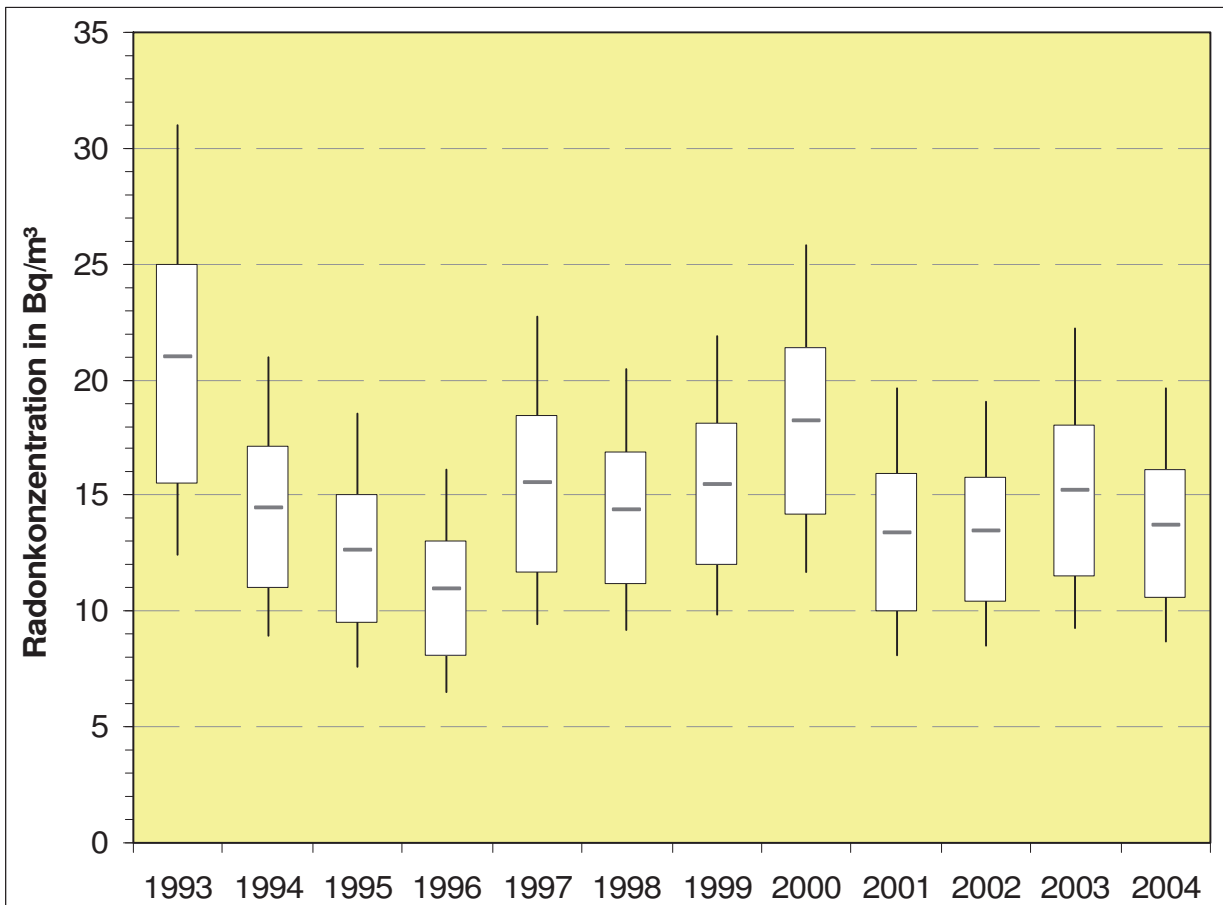


Abbildung 6: Box-Plot-Darstellung der Jahresmittelwerte der Radonfreiluftkonzentration des natürlichen Untergrundes in den Messgebieten Aue, Crossen, Lengenfeld, Mechelgrün-Zobes und Ronneburg/Seelingstädt. (Das Rechteck begrenzt den Interquartilbereich; der waagerechte Strich im Rechteck kennzeichnet den Median; die angrenzenden Vertikallinien beschreiben das 10. bzw. 90. Perzentil)

Deutlich ist hier zu erkennen, dass die Medianwerte der Radonkonzentration bis 1996 von 18 Bq/m³ auf etwa 10 Bq/m³ abfallen, anschließend wieder bis 2000 auf knapp 17 Bq/m³ leicht ansteigen und zwischen 2001 und 2004 Werte im Bereich von 14 Bq/m³ annehmen. Dieser prinzipielle zeitliche Verlauf der Radonkonzentrationen ist in den meisten Messgebieten mehr oder weniger stark ausgeprägt und vermutlich auf überregionale meteorologische Einflussgrößen, wie beispielsweise Niederschlag oder Schwachwindwetterlagen zurückzuführen, die sowohl das Freisetzungsverhalten aus dem Boden als auch die Durchmischungsverhältnisse in der Atmosphäre be-

einflussen können. So kann Niederschlagswasser in den oberen Porenraum des Bodens eindringen und dadurch die Radonexhalation deutlich reduzieren. Im Fall einer Wassersättigung des Porenraumes wird die Radonexhalation praktisch vollständig unterbunden. Ursache für diesen Effekt ist die etwa 5 Größenordnungen geringere Radondiffusionskonstante für Wasser gegenüber der Luft.

Untersuchungen zur Feststellung einer möglichen Korrelation der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes mit einzelnen meteorologischen Parametern (Niederschlagssumme und -zeiten, Häufigkeiten der im Messzeitraum aufgetretenen Windgeschwindigkeiten, der Stabilitätsklasse) ergaben keine signifikanten Ergebnisse. Es muss daher künftigen Arbeiten vorbehalten bleiben, die komplexen Zusammenhänge zwischen der Radonfreiluftkonzentration und den meteorologischen Bedingungen vertiefend zu untersuchen.

4.3.4 Abschätzung von Erkennungs- und Nachweisgrenzen des verwendeten Messverfahrens für bergbaubedingt erhöhte Radonkonzentrationen

In Abschnitt 4.3.2 wurde dargestellt, dass die natürliche Untergrundkonzentration des Radons in der freien Atmosphäre nicht nur zwischen den einzelnen Messgebieten Unterschiede aufweist, sondern auch innerhalb der Messgebiete selbst zum Teil erheblichen räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegt. Bei der Beantwortung der aus Sicht des Strahlenschutzes entscheidenden Frage, ob und wenn ja in welcher Höhe das Ergebnis einer beliebigen Messung nach dem hier beschriebenen Verfahren innerhalb eines solchen Messgebietes einen bergbaubedingten Beitrag enthält, ist diese Tatsache in geeigneter Weise zu berücksichtigen. Zum einen stellt sich, wie bereits dargestellt, die Frage der Ermittlung bzw. Festlegung eines geeigneten Untergrundwertes, der künftig von Einzelmesswerten subtrahiert werden soll, um den tatsächlich bergbaubedingten Anteil abzuschätzen. Daneben müssen zur Beurteilung künftiger Messergebnisse sowie zur Bewertung der Eignung des Messsystems bzw. der Messmethodik an sich für den vorgesehenen Messzweck die Erkennungs- und Nachweisgrenzen ermittelt werden. Diesen Fragen sind die folgenden Abschnitte gewidmet.

4.3.4.1 Repräsentativer mittlerer Wert der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes

Zunächst ist ein repräsentativer Wert des natürlichen Untergrundes zu ermitteln, der von dem Ergebnis einer Messung der Radonkonzentration (in Unkenntnis des zu der betreffenden Zeit und an dem betreffenden Ort tatsächlich vorliegenden Untergrundbeitrages) standardmäßig als ‚regionaler‘ Untergrundwert gemäß Berechnungsgrundlagen-Bergbau: Teil Radon [6] zu subtrahieren ist. Dazu wählt man üblicherweise den Mittelwert der Verteilung. Dies ist bei symmetrischen Verteilungen wie der Normalverteilung kein Problem, da die Werte der zentralen Tendenz (Erwartungswert, Median und Modalwert) zusammenfallen. Aus dem vorangegangenen Abschnitt ist aber bekannt, dass die Verteilungen der Untergrundwerte eher Lognormalverteilungen genügen, bei denen diese

Parameter nicht übereinstimmen. So liegen die Mittelwerte aufgrund der Rechtsschiefe der Verteilung immer oberhalb der Medianwerte. Das bedeutet, dass etwa die Verwendung des Erwartungswertes des natürlichen Untergrundes als eine von einem Messwert zu substrahierende Größe, in der überwiegenden Zahl der Fälle zu einer Unterschätzung des bergbaubedingten Beitrages führen würde. Im Sinne des bei der Ermittlung natürlicher Strahlenexpositionen allgemein geforderten Realismus sollte die bergbaubedingte Exposition nach Möglichkeit aber weder systematisch unterschätzt noch systematisch überschätzt werden. Wir verwenden daher den Median als repräsentativen Wert des natürlichen Untergrundes. In diesem Fall sind die Wahrscheinlichkeiten für Unter- und Überschätzungen der bergbaubedingten Radonexposition gleich groß.

In der Tabelle 6 sind für die einzelnen Messgebiete die Medianwerte der Untergrundkonzentration mit den entsprechenden 95% - Vertrauensbereichen zusammengefasst:

Tabelle 6: Median und 95% - Vertrauensbereich des Median der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes im Freien in den einzelnen Messgebieten (die unteren und oberen Werte des Vertrauensbereich wurden mit einem "Bootstrap"-Verfahren abgeschätzt, siehe z.B. [9])

Messgebiet	Anzahl der Jahreswerte	Radonkonzentration in Bq/m ³	
		Median	95% - Vertrauensbereich
Annaberg	86	13	12 - 14
Aue	60	12	11 - 13
Crossen	163	13	12 - 13
Dittrichshütte	26	13	10 - 16
Freiberg	68	12	10 - 13
Freital	19	13	11 - 15
Gottesberg	33	29	27 - 32
Johanngeorgenstadt	81	13	11 - 14
Königstein	74	12	10 - 13
Lengsfeld/ Granitgebiete	131	21	19 - 22
Lengsfeld/Tonschiefergeb	67	14	12 - 15
Mansfeld	24	12	10 - 13
Marienberg	80	13	11 - 14
Mechelgrün	35	13	11 - 15
Ronneburg/Seelingstädt	38	15	13 - 16
VG Görlitz	16	19	17 - 21
VG Zwickau	38	18	15 - 20

4.3.4.2 Erkennungs- und Nachweisgrenzen des verwendeten Messverfahrens

Für die Interpretation von Messergebnissen in den jeweiligen Bergbaugebieten mit dem hier beschriebenen Verfahren ist es wichtig, die Erkennungs- und Nachweisgrenzen für bergbaubedingt erhöhte Radonkonzentrationen zu ermitteln.

Anhand der Erkennungsgrenze (EKG) wird nach einer Messung entschieden, ob diese neben dem Beitrag des Untergrundes auch einen Probenbeitrag, in unserem Fall also einen bergbaubedingten Beitrag zur Radonkonzentration enthält. Davon wird ausgegangen, wenn die Differenz aus dem Bruttomesseffekt und dem als für das Messgebiet repräsentativ angesehenen Untergrundwert (vgl. Abschnitt 4.3.4.1) ein hohes Perzentil (häufig das 90. - oder 95. -Perzentil) derjenigen Verteilung überschreitet, die sich ergibt, wenn kein anthropogener Beitrag vorliegt. Diese Verteilung ergibt sich also aus der – sowohl durch räumlich/zeitliche Schwankungen der tatsächlichen Untergrundkonzentration wie durch Messunsicherheiten hervorgerufenen – Verteilung der Untergrundwerte abzüglich des jeweiligen Medianwertes.

In der Terminologie der Hypothesentests entspricht diese Vorgehensweise der Verwendung der Nullhypothese

H_0 : Es liegt kein anthropogener Beitrag vor, sondern nur Untergrund.

Das ‚kritische‘ Perzentil ergibt sich dabei aus der gewünschten bzw. akzeptierten (Irrtums-) Wahrscheinlichkeit α der fälschlichen Annahme des Vorliegens eines bergbaubedingten Einflusses, wenn tatsächlich nur Untergrund vorliegt (Fehler 1. Art). Maßgeblich für die Wahl von α sind die Konsequenzen möglicher Fehlentscheidungen. Das könnte im Extremfall die (falsche) Entscheidung zugunsten der Sanierung einer (vermeintlichen) bergbaulichen Altlast sein, obwohl eigentlich nur ein hoher Wert des natürlichen Untergrundes gemessen wurde. Zur Vermeidung solcher Fehlentscheidungen sollte α möglichst klein gewählt werden. Zu beachten ist jedoch, dass die Entscheidung für ein kleines α mit der Inkaufnahme einer erhöhten Wahrscheinlichkeit korrespondiert, einen so genannten Fehler zweiter Art zu begehen, nämlich einen tatsächlich vorhandenen anthropogenen Einfluss als solchen nicht zu erkennen und davon auszugehen, es liege lediglich natürliche Untergrundkonzentration vor. Die Wahrscheinlichkeit dafür wird üblicherweise mit dem Symbol β gekennzeichnet und ist bei gegebener Untergrundverteilung und festem α eine Funktion der Höhe des tatsächlichen (aber unbekanntes) Wertes des anthropogenen Anteils an der Radonkonzentration. Abbildung 7 illustriert diese Verhältnisse.

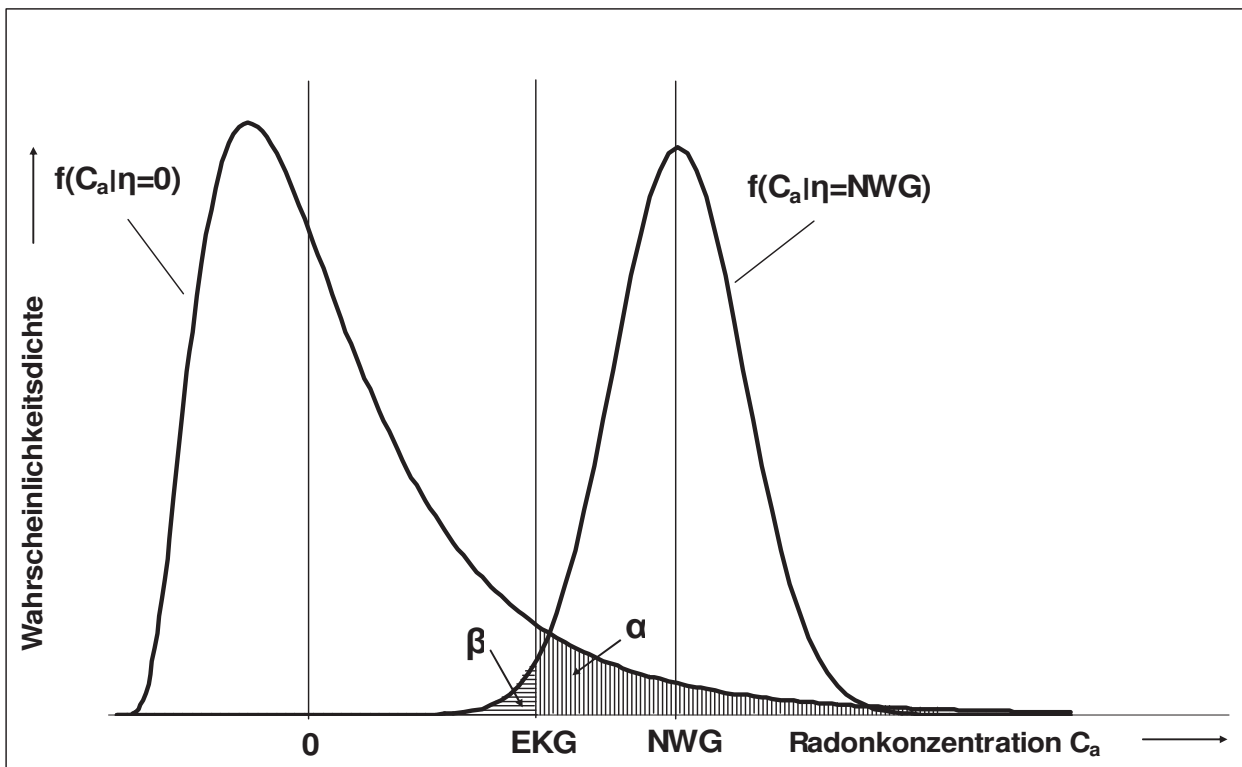


Abbildung 7: Schematische Darstellung zur Definition der Erkennungsgrenze EKG und der Nachweisgrenze NWG (nach [10]). Die Funktionen $f(C_a|\eta=0)$ und $f(C_a|\eta=NWG)$ stellen Wahrscheinlichkeitsdichten der anthropogenen Radonkonzentration C_a dar, wenn der wahre Wert η gleich Null bzw. gleich der Nachweisgrenze NWG ist. Die Erkennungsgrenze EKG ist das obere einseitige Quantil der Messwertverteilung beim wahren Wert $\eta = 0$ zum vorgegebenen Fehler 1. Art (α). Die Nachweisgrenze NWG ist eine hypothetische, anthropogen verursachte Radonkonzentration, die, wenn sie am Messort vorläge, mit der Wahrscheinlichkeit $1-\beta$ zu einem Netto-Messeffekt $> EKG$ führt.

Bei der Wahl von α ist allerdings zu berücksichtigen, dass die - kostenträchtige - Entscheidung für die Sanierung eines Standortes natürlich nicht auf der alleinigen Grundlage einzelner Messungen der Radon-Freiluftkonzentration getroffen wird. Sie lösen vielmehr zunächst einen Anfangsverdacht aus, der weitere Untersuchungen, etwa der Exhalationsraten der in Frage kommenden Quellen, zur Folge hat. Die Konsequenzen von Fehlern 1. Art wären also i. d. R. zunächst lediglich genauere Sachverhaltsermittlungen, die aber mit vertretbarem Aufwand durchgeführt werden können. Daher wird im Weiteren davon ausgegangen, dass eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,1$ der Situation angemessen ist.

Unter den geschilderten Bedingungen einschließlich der Annahme des Vorliegens lognormal verteilter Untergrundwerte werden die EKG für die einzelnen Messgebiete ermittelt:

$$EKG = M(\exp(k_{1-\alpha} s_y) - 1) \quad (8)$$

(s_y - Standardabweichung der transformierten Jahreswerte $y_i = \ln x_i$ der Radonkonzentrationen x_i des natürlichen Untergrundes; M - der nach Gleichung (5) berechnete Median des natürlichen Un-

tergrundes; $k_{1-\alpha}$ - einseitiges oberes Quantil der Standardnormalverteilung, für $\alpha = 0,10$ ist $k_{1-\alpha} = 1,282$).

Die Nachweisgrenze (NWG) beschreibt, welcher kleinste Wert der gesuchten Messgröße, also des anthropogenen Beitrags zur Radonkonzentration, unter den jeweiligen Bedingungen mit dem hier verwendeten Messverfahren noch mit ausreichender statistischer Sicherheit nachgewiesen werden kann. Sie charakterisiert die Eignung eines Messverfahrens für einen bestimmten Messzweck, beispielsweise den Nachweis der Einhaltung bestimmter Konzentrationswerte. Sie ist diejenige (fiktive) anthropogen verursachte (Jahresmittel-)Radonkonzentration, bei deren Vorliegen an einem beliebigen Messpunkt innerhalb des jeweiligen Messgebietes die EKG mit vorgegebener Wahrscheinlichkeit β (fälschliche Annahme, es liege nur Untergrund vor, obwohl ein anthropogener Beitrag vorhanden ist) überschritten wird. Für β wird hier ebenfalls ein Wert von 0,1 angesetzt.

Da es sich bei der NWG um eine fiktive anthropogene Radonkonzentration an einem zwar beliebigen, aber festen Ort in einem Messgebiet zu einer beliebigen, aber ebenfalls festen Messzeit (Messdauer 1 Jahr) handelt, sind raum-zeitliche Schwankungen der Radonkonzentration hier nicht relevant. Maßgeblich für ihre Bestimmung ist vielmehr allein die durch das Messsystem vorgegebene Messunsicherheit bei fester Radonexposition bzw. -konzentration. Diese ist aus Kalibrierungsuntersuchungen bekannt und kann danach in dem hier interessierenden Expositionsbereich (bis 1000 kBq h/m^3) als nahezu konstant mit 17 kBq h/m^3 angenommen werden. In diesem Fall kann vom Vorliegen einer Normalverteilung ausgegangen werden:

$$\text{NWG} = \text{EKG} + k_{1-\beta} \cdot s_K \quad (9)$$

(Außer den bereits erklärten Größen bedeuten $k_{1-\beta}$ das einseitige untere Quantil der Standardnormalverteilung (für $\beta = 0,10$ ist $k_{1-\beta} = 1,282$) und s_K die durch das Messsystem bedingte Standardabweichung einer Einzelmessung der Radonexposition)

Die nach Gleichung (9) berechnete Nachweisgrenze gibt an, welche *nur* durch den Bergbau bedingte Radonkonzentration mit dem verwendeten Verfahren (Jahresmessung mit Kernspurdetektoren des BfS) mit einer Wahrscheinlichkeit von 90% ($1 - \beta$) noch nachgewiesen werden können.

In der folgenden Tabelle 7 sind die für jedes Messgebiet abgeschätzten Erkennungs- und Nachweisgrenzen des Messverfahrens nach den Gleichungen (8) und (9) zusammengefasst:

Tabelle 7: Auf der Basis von Jahreswerten der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes für jedes Messgebiet abgeleitete Erkennungs- und Nachweisgrenzen. Erkennungs- und Nachweisgrenze beziehen sich hier auf bergbaubedingte Radonkonzentrationen (Messwert minus Median des natürlichen Untergrundes). Eine Überschreitung der Erkennungsgrenze signalisiert eine bergbaubedingte Beeinflussung der Radonkonzentration des natürlichen Untergrundes. Die Nachweisgrenzen zeigen an, welche bergbaubedingte Radonkonzentration mit dem verwendeten Verfahren (Jahresmessung mit Kernspurdetektor des BfS) noch nachgewiesen werden kann. Der 95% - Vertrauensbereich (VB) für die Erkennungsgrenze wurde mit einem "Bootstrap"-Verfahren abgeschätzt.

Messgebiet	Erkennungsgrenze in Bq/m ³ (95% - VB)	Nachweisgrenze in Bq/m ³
Annaberg	7,3 (5 - 9)	9,9
Aue	4,9 (3 - 6)	7,4
Crossen	5,8 (4 - 7)	8,3
Dittrichshütte	12 (7 - 16)	15
Freiberg	6,1 (4 - 7)	8,7
Freital	6,4 (3 - 9)	9,0
Gottesberg	12 (7 - 15)	14
Johanngeorgenstadt	7,6 (5 - 9)	10
Königstein	8,2 (6 - 10)	11
Lengendorf/ Granitgebiete	16 (13 - 18)	19
Lengendorf/Tonschiefergeb.	9,6 (6 - 12)	12
Mansfeld	6,7 (4 - 8)	9,3
Marienberg	7,7 (5 - 9)	10
Mechelgrün	9,4 (5 - 13)	12
Ronneburg/Seelingstädt	7,1 (5 - 9)	9,6
VG Görlitz	6,2 (2 - 9)	8,8
VG Zwickau	9,5 (6 - 12)	12
Alle Messgebiete	10 (9 - 11)	13

Die in Tabelle 7 dargestellten Erkennungsgrenzen ermöglichen einen Vergleich mit "Nettowerten" der Radonkonzentration (Messwert minus Median des natürlichen Untergrundes), die mit Kernspurdetektoren des BfS in einem Zeitraum von einem Jahr ermittelt wurden. Überschreitet ein Nettowert der Radonkonzentration die Erkennungsgrenze, ist davon auszugehen, dass ein bergbaubedingter Beitrag der Radonkonzentration vorliegt. Die Nachweisgrenzen zeigen an, welche nur durch den Bergbau bedingte Radonkonzentration mit dem verwendeten Verfahren (Jahresmessung mit Kernspurdetektor des BfS) noch nachgewiesen werden können.

Aus der Tabelle ist zu entnehmen, dass bis auf das Messgebiet Lengendorf/Granit mit dem verwendeten Messverfahren in allen Messgebieten bergbaubedingte Radonkonzentrationen unterhalb von 15 Bq/m³ noch nachgewiesen werden können.

5 MESSGEBIETE MIT ERHÖHTEN JAHRESWERTEN DER RADONKONZENTRATION

Nach Abschnitt 3 können als Messgebiete mit erhöhten Jahreswerten der Radonkonzentration sechs Messgebiete identifiziert werden, in denen mindestens ein Jahreswert der Radonkonzentration oberhalb von 50 Bq/m^3 in Siedlungsgebieten auftritt. Dabei handelt es sich um die Messgebiete Aue, Freital, Gottesberg, Johannegeorgenstadt, Lengenfeld und Ronneburg. Es zeigt sich, dass in allen Fällen die erhöhten Radonkonzentrationen maßgeblich durch den Uranbergbau verursacht werden. Darüberhinaus tragen im Messgebiet Freital auch die Rückstände des über mehrere Jahrhunderte betriebenen Abbaus uranhaltiger Steinkohle zu erhöhten Radonkonzentrationen bei (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: Messgebiete mit Jahresmittelwerten der Radonkonzentration im Freien oberhalb 50 Bq/m^3 und Ursachen der erhöhten Werte

Messgebiet	Maximale Radonkonzentration. in Bq/m^3	Ursachen der erhöhten Radonkonzentration
Aue	240	Uranbergbauhalden
Freital	140	Halden des Steinkohle- und Uranbergbaus
Johannegeorgenstadt	1700	Uranbergbauhalde
Lengenfeld	120	Uranerzaufbereitungsrückstände
Ronneburg	220	Abwetterschacht 370
Gottesberg	70	ungeklärt, vermutlich Halden und Tailingsablagerungen des Uranbergbaus

Für die anderen Messgebiete kann allerdings nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, dass in Einzelfällen im Bereich von objektnahen Siedlungsgebieten auch Jahreswerte oberhalb 50 Bq/m^3 auftreten, die mit der im Abschnitt 2 geschilderten Anlage der Messnetze nicht erfasst werden konnten (z.B. Stollenöffnungen). Wir gehen aber davon aus, dass diese Einzelfälle nur zu lokalen Erhöhungen der Radonkonzentration führen, da die Messpunkte in den einzelnen Messgebieten so verteilt sind, dass aus den Messergebnissen eine großräumige bergbaubedingte Beeinflussung der Radonkonzentration ausgeschlossen werden kann.

Zur Untermauerung dieser These wurde für die Messgebiete mit Jahreswerten der Radonkonzentration unterhalb 50 Bq/m^3 mithilfe eines statistischen Testes (Wilcoxon-Rangsummentest, z.B. [7]) geprüft, ob zwischen den natürlichen Radonkonzentrationen und denen, die an möglicherweise bergbaulich beeinflussten Messpunkten dieses Gebietes gemessen wurden, signifikante Unterschiede bestehen. Im Ergebnis dieser Prüfung zeigte sich, dass die Nullhypothese - zwischen den an beiden Messpunktensembles (bergbaulich unbeeinflusst und möglicherweise beeinflusst) be-

stimmten mittleren Radonkonzentrationen bestehen keine signifikanten Unterschiede - für alle Messgebiete außer Crossen auf dem 5%-Niveau nicht abgelehnt werden kann.

Im folgenden Abschnitt wird daher nur auf die o.g. sechs Messgebiete eingegangen und die Ursachen der in diesen Messgebieten beobachteten erhöhten Radonkonzentrationen näher untersucht.

5.1 Messgebiet Aue

5.1.1 Übersicht über das Messgebiet und die ermittelten Ergebnisse

Im Messgebiet Aue befinden sich eine Vielzahl von Hinterlassenschaften des Alt- und des intensiv betriebenen Uranerzbergbaus, die häufig in unmittelbarer Nähe und teilweise sogar inmitten der Siedlungsgebiete liegen. Mögliche Radonemittenten stellen auf Grund der erhöhten Gehalte an natürlichen Radionukliden im aufgebrauchten Material Halden, Absetzanlagen und durch den Bergbau kontaminierte Flächen oder Anlagen dar. Aber auch Abwetterschächte können während ihrer Betriebszeit das natürlich Radonniveau des Gebietes, das im Wesentlichen durch die anstehenden geologischen Einheiten des Granites und Phyllites bestimmt wird, verändert haben [11]. Zur Ermittlung des Einflusses der Radonfreisetzung aus diesen Hinterlassenschaften auf die Umgebung wurden in dem Gebiet an insgesamt 35 Messpunkten die Radonkonzentration im Bereich von Bergbauobjekten, in angrenzenden Siedlungsgebieten sowie in weiter entfernten Ortslagen gemessen. Die Ergebnisse der zwischen 1993 und 2004 in Siedlungsgebieten durchgeführten Messungen sind in der Abbildung 8 und Abbildung 9 dargestellt. Die Abbildung 8 zeigt die Häufigkeitsverteilung und die Abbildung 9 die jährlich aufgelisteten Einzelwerte der in diesem Zeitraum an allen Messpunkten ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration.

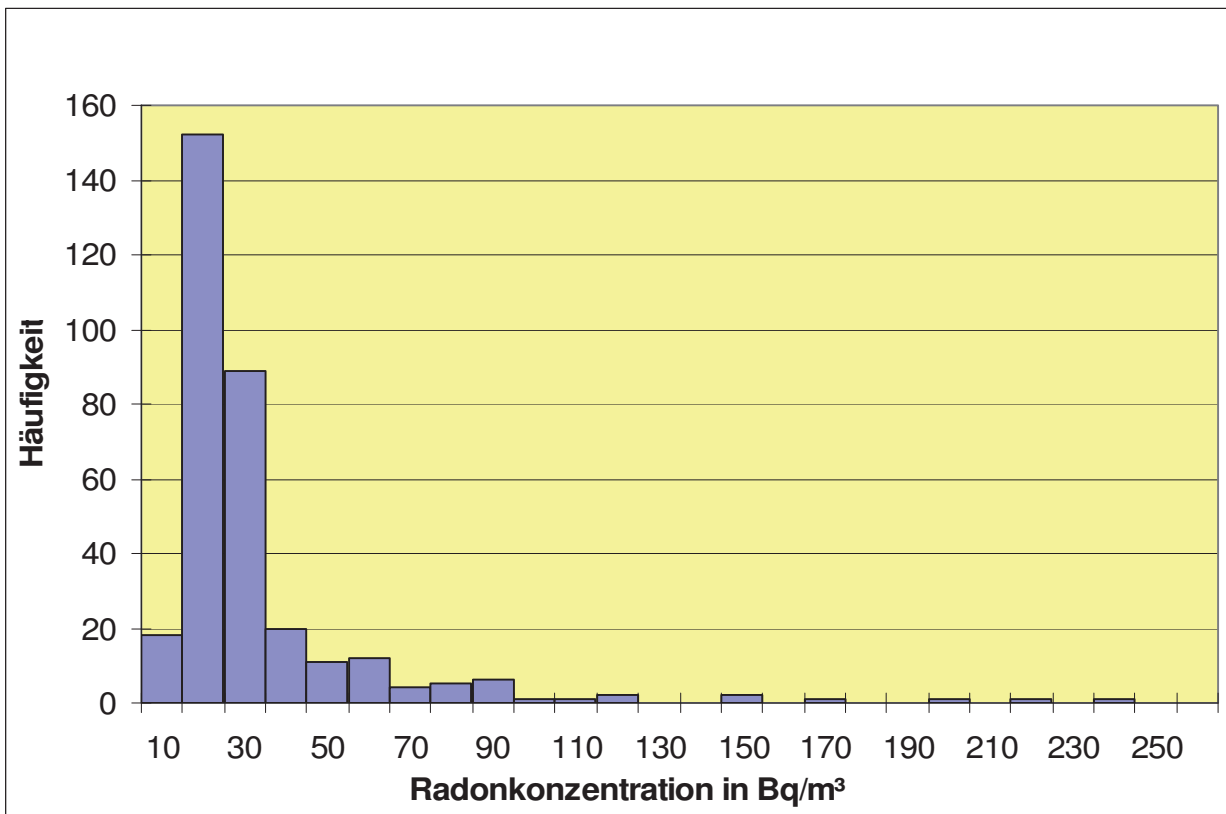


Abbildung 8: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Aue im Messzeitraum 1993 bis 2004

Etwa 80 % der Jahreswerte liegen unterhalb von 30 Bq/m^3 und damit im Variationsbereich des natürlichen Konzentrationsniveaus des Untersuchungsgebietes, für das aus den Ergebnissen der Radonmessungen in von bergbaulichen Objekten weiter entfernten Ortslagen eine Variationsbreite von etwa 8 Bq/m^3 bis 30 Bq/m^3 mit einem Mittelwert von 13 Bq/m^3 abgeleitet wurde. Da auch an etwa 80% der Messpunkte nur Jahreswerte der Radonkonzentration in diesem Konzentrationsbereich liegen, kann aus den Ergebnissen und der Lage der einzelnen Messpunkte zu Bergbauobjekten abgeleitet werden, dass der Bergbau zu keiner großräumigen Beeinflussung geführt hat. Ausgenommen davon sind Taleinschnitte, in denen wegen der besonderen Ausbreitungsbedingungen der Radontransport auch in entferntere Bereiche zu erhöhten Konzentrationen führen kann. Aus der Abbildung 9 kann zusätzlich entnommen werden, dass die höchsten Jahreswerte der Radonkonzentration ab 1995 ständig kleiner werden und bis 2004 sich einem Wert von 50 Bq/m^3 annähern. Diese Abnahme der Radonkonzentration ist, wie weiter unten ausgeführt, auf die in diesem Zeitraum erfolgten Sanierungsarbeiten der Wismut GmbH zurückzuführen.

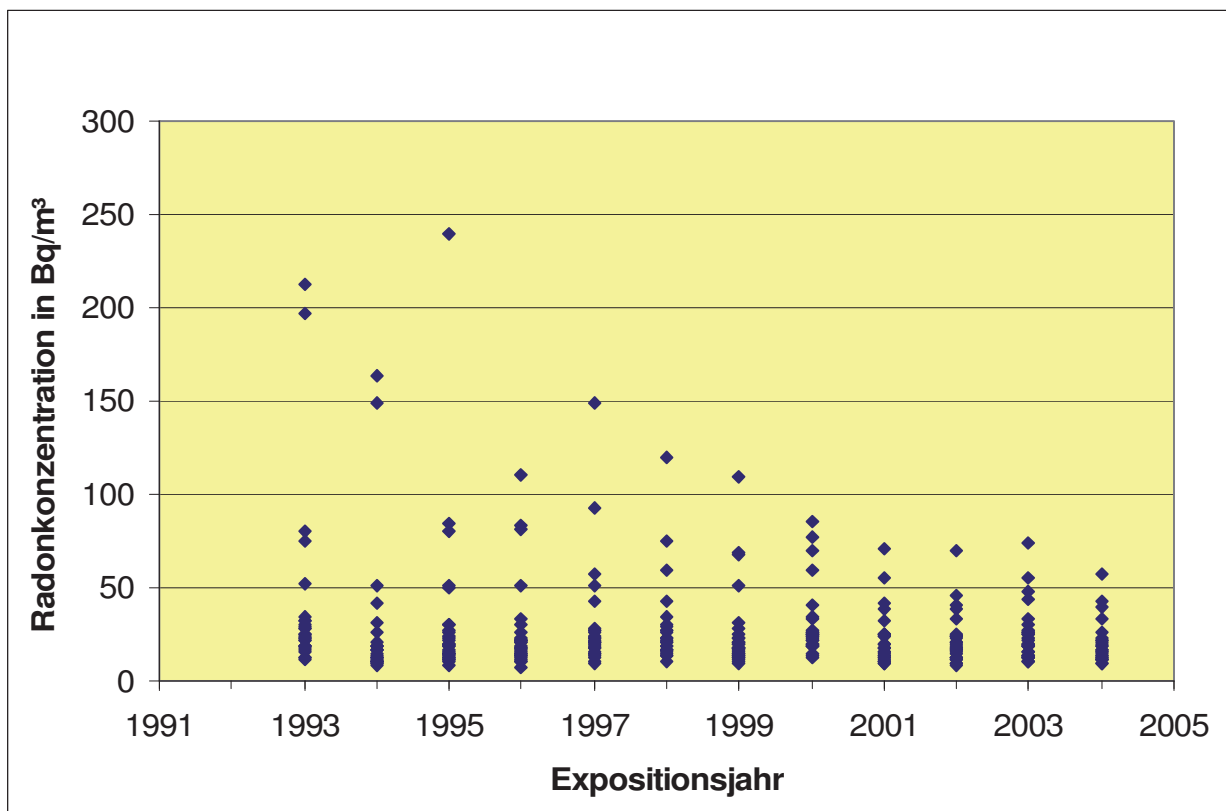


Abbildung 9: Darstellung aller im Messgebiet Aue ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien

Die erhöhte Radonfreisetzung aus Halden und Abwetterschächten hat in einigen diesen Objekten nahegelegenen Siedlungsgebieten auch Radonkonzentrationen oberhalb des natürlichen Niveaus verursacht. Wie der Abbildung 8 entnommen werden kann, wird der Jahreswert von 50 Bq/m^3 teilweise überschritten. So wurden z.B. an den Messpunkten nahe der Halde am Schacht 38 und der inzwischen abgetragenen Halde am Schacht 250 mit etwa 70 Bq/m^3 erhöhte Radonkonzentrationswerte ermittelt. Aus den im Nahbereich weiterer Halden ermittelten Ergebnissen kann geschlossen werden, dass hauptsächlich bei Halden des Uranerzbergbaus auch in anderen objekt-nahen Bereichen, die mit dem Messnetz des BfS nicht erfasst wurden, ebenfalls mit bergbaubedingten Erhöhungen der Radonfreiluftkonzentration gerechnet werden muss.

Insbesondere in Bereichen mit geringem Luftaustausch (Taleinschnitte) oder geringer Entfernung zur Ausblasöffnung von Abwetterschächten wurden Jahreswerte der Radonkonzentration deutlich oberhalb von 50 Bq/m^3 ermittelt. In der Muldenaue in Schlema liegen z.B. unterhalb des ehemaligen Gummibahnhofes in den Jahren 1992 bis 1999 die Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien zwischen 110 Bq/m^3 und 240 Bq/m^3 . In diesem Bereich wird die Radonkonzentration durch die unmittelbar an den Uferbereich der Zwickauer Mulde angrenzenden Haldenkomplexe der Schächte 66/207 und 186/366 beeinflusst. Auch im weiteren Flussverlauf wurden im Muldental in diesem Zeitraum erhöhte Radonkonzentrationen mit Werten bis zu etwa 90 Bq/m^3 gemessen. Offensichtlich wird das aus Halden im Bereich der Zwickauer Mulde freigesetzte Radon bevorzugt

entlang des Muldentales transportiert. Im Gebiet der Dürren Henne hat die Radonfreisetzung aus dem Abwetterschacht 373 während der Betriebszeitraumes 1992 bis 1996 zu einem langzeitigen Mittelwert der Radonkonzentration von etwa 140 Bq/m^3 mit Jahreswerten zwischen 80 Bq/m^3 und 200 Bq/m^3 geführt.

5.1.2 Auswirkungen der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH

In den 90er Jahren hat die Wismut GmbH mit der Sanierung von Bergbauobjekten begonnen und Grubenlüfter abgeschaltet. Aus den Zeitreihen der Messungen lässt sich nach den Sanierungsarbeiten an Halden nur im unmittelbaren Nahbereich einiger Objekte eine Änderung der Radonkonzentration erkennen. Beispielhaft dafür ist in der Abbildung 10 die Entwicklung der Radonkonzentration an den in der Muldenaue in Schlema (Messpunkte unterhalb des ehemaligen Gummibahnhofes flussabwärts bis nach dem Zulauf des Kohlungsbaches) in den Jahren 1992 bis 2004 dargestellt.

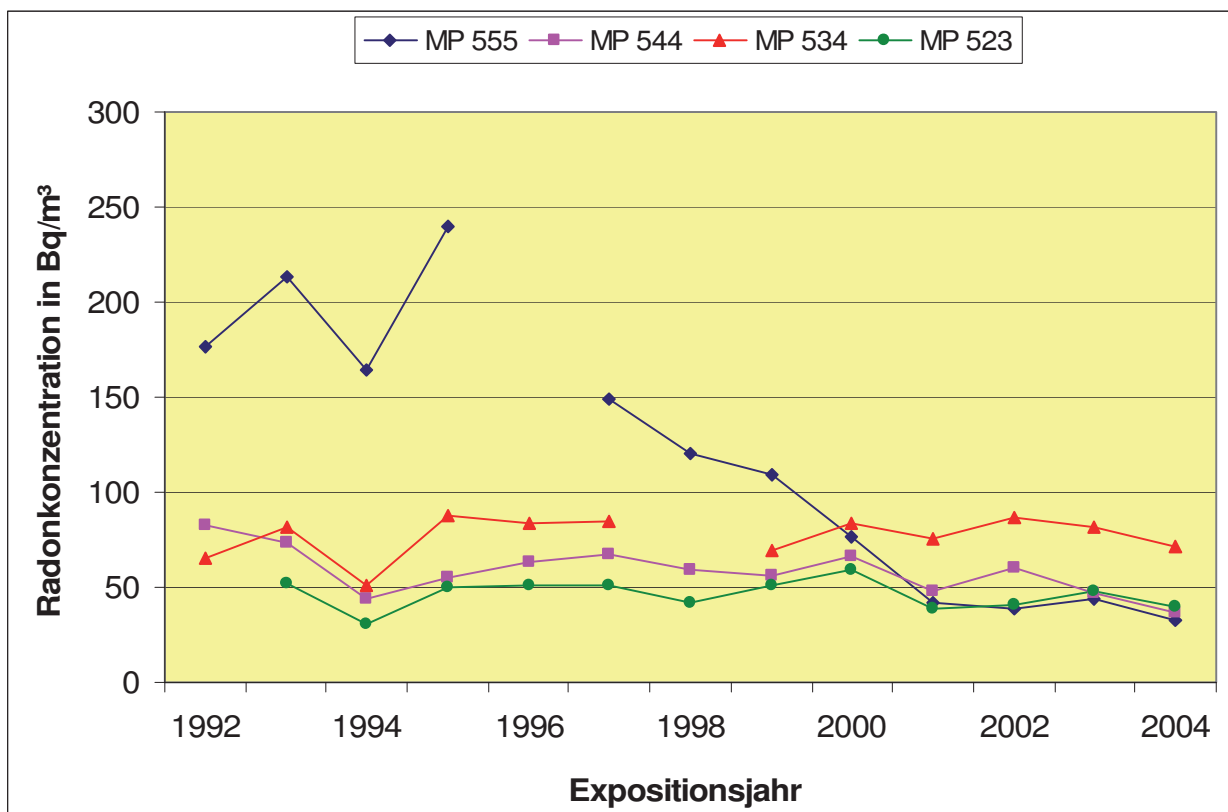


Abbildung 10: Entwicklung der Radonkonzentration an den flussabwärts in der Muldenaue bei Schlema befindenden Messpunkten

Die kontinuierliche Abnahme der Radonkonzentration am Messpunkt 555 (unterhalb des ehemaligen Gummibahnhofes) ab 1997 kann auf die ebenfalls 1997 begonnene Sanierung des Haldenkomplexes 186/366 zurückgeführt werden. Sie erreicht zwischen 2001 und 2004 mit einer mittleren Radonkonzentration von 40 Bq/m^3 und einer Variation der Jahreswerte zwischen 33 Bq/m^3 und 43 Bq/m^3 ein für diesen Zeitraum für die Muldenaue charakteristisches Konzentrationsniveau, wie es auch an den Messpunkten im weiteren Flussverlauf gemessen wurde. Bei den dort gelegenen

Messpunkten ist ebenso wie an den hier nicht dargestellten etwa 300 m nordöstlich bzw. südöstlich des Haldenkomplexes in der Ortslage Alberoda gelegenen Messpunkte keine spürbare Reduzierung der Radonkonzentration zu erkennen. An beiden Messpunkten schwanken die Jahreswerte im Expositionszeitraum 1992 bis 2004 unverändert um 20 Bq/m^3 . Die höheren Werte im Bereich der Kläranlage am Kohlungrbach (Messpunkt 534) können mit einem zusätzlichen Beitrag aus dem Bereich des Schachtes 371 erklärt werden.

Erwartungsgemäß verändert die Stilllegung von Abwetterschächten die Situation grundsätzlich. In der Abbildung 11 sind für den Zeitraum 1990 bis 2004 die jährlichen Radonableitungen aus dem Abwetterschacht 373 [12] und die im etwa 300 m in Ausblasrichtung entfernt gelegenen Siedlungsgebiet der Dürren Henne gemessenen Radonkonzentrationen gegenübergestellt.

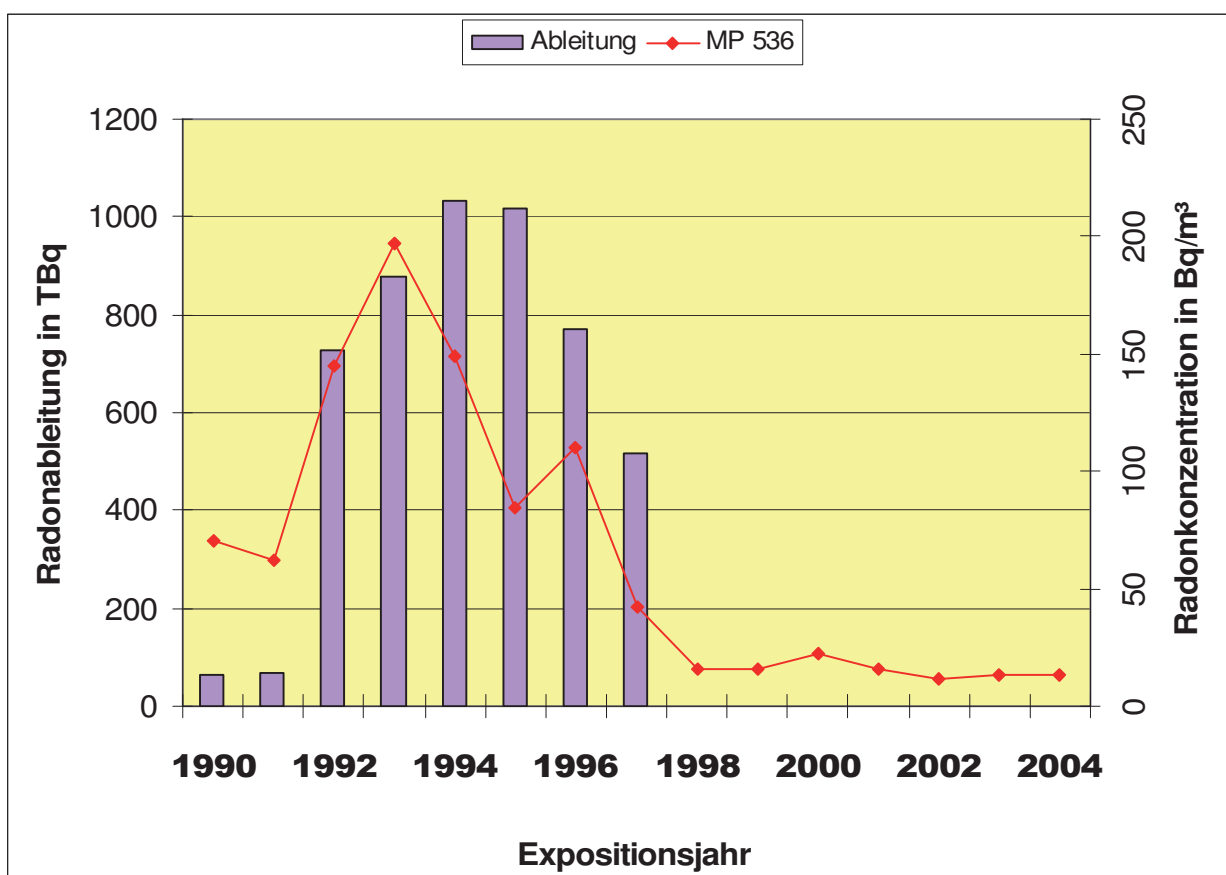


Abbildung 11: Ergebnisse der Radonfreiluftmessung im Nahbereich des Abwetterschachtes 373

Die Abbildung zeigt, dass die Stilllegung des Abwetterschachts 373 im September 1997 zu einer deutlichen Reduzierung der Radonkonzentration im Siedlungsgebiet auf Werte des natürlichen Untergrundes geführt hat.

5.2 Messgebiet Freital

5.2.1 Übersicht über das Messgebiet

Im Messgebiet Freital befinden sich zahlreiche Hinterlassenschaften sowohl des seit dem 16. Jahrhundert betriebenen Steinkohlebergbaus als auch des von 1947 bis 1989 betriebenen Uranbergbaus. Typisch für diese Region ist der hohe Urangehalt der Freitaler Steinkohle, die von der SAG bzw. SDAG Wismut abgebaut und aufbereitet wurde. Zur Ermittlung und Bewertung der von diesen Hinterlassenschaften möglicherweise beeinflussten Radonfreiluftkonzentration des Gebietes wurde zwischen 1992 und 2000 ein Messprogramm mit insgesamt 39 Messpunkten durchgeführt, die überwiegend in den Siedlungsgebieten der Ortslage Freital, in Bannewitz, Pesterwitz und der objektnahen Gebiete der Stadt Dresden eingerichtet wurden (36 Messpunkte).

5.2.2 Diskussion der im Messgebiet ermittelten Ergebnisse

Aus den in den Siedlungsgebieten des Untersuchungsgebietes ermittelten Ergebnissen ergeben sich Jahresmittelwerte der Radonkonzentrationen im Freien zwischen 8 Bq/m^3 und 140 Bq/m^3 . Das natürliche Konzentrationsniveau des Gebietes, abgeleitet aus den an vom Bergbau nicht beeinflussten Messpunkten ermittelten Ergebnissen, liegt bei 14 Bq/m^3 mit einem 95.-Perzentil von 22 Bq/m^3 . Die Abbildung 12 zeigt die Häufigkeitsverteilung und die Abbildung 13 die jährlich aufgeteilten Einzelwerte der im Zeitraum 1992 bis 2000 an allen Messpunkten in Siedlungsgebieten ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration.

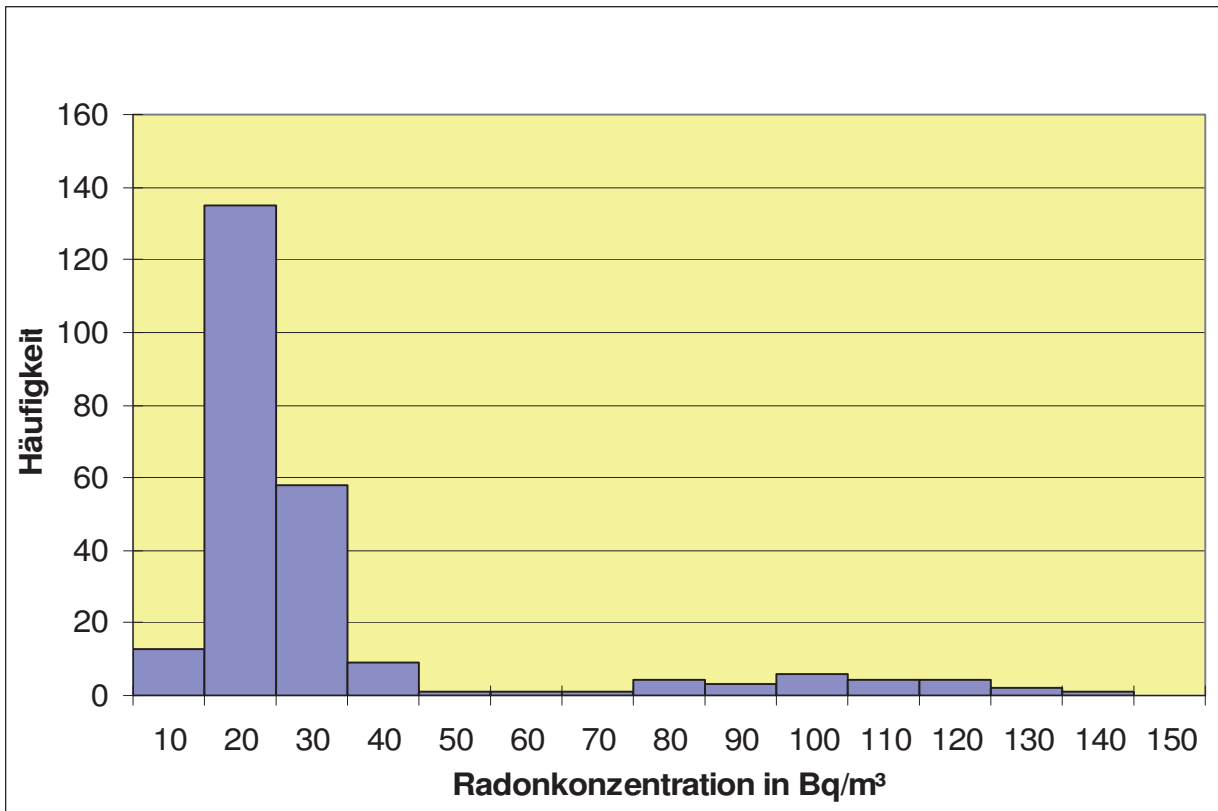


Abbildung 12: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Freital im Messzeitraum 1992 bis 2000

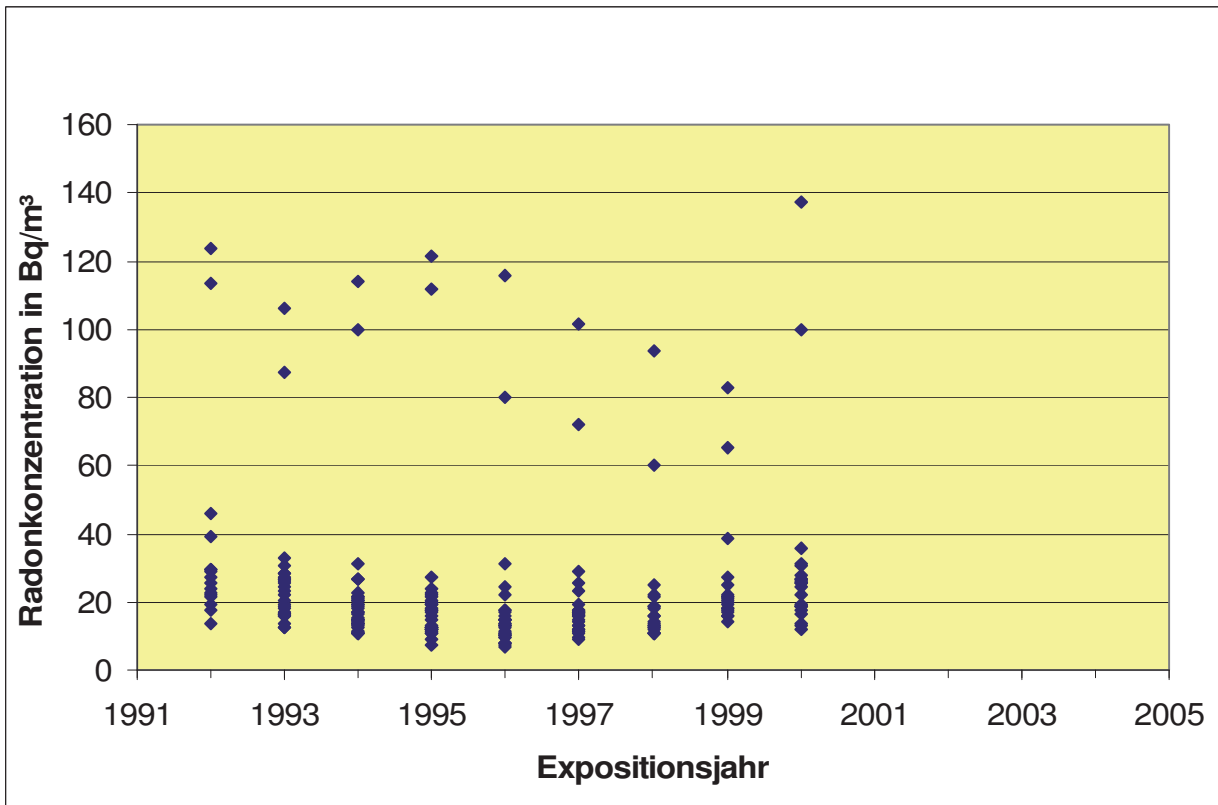


Abbildung 13: Darstellung aller im Messgebiet Freital ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien

Die Abbildung 12 zeigt, dass die in Siedlungsgebieten ermittelten Radonkonzentrationen überwiegend im Schwankungsbereich der natürlichen Radonkonzentration liegen (etwa 85%). Dies belegen auch die in Abbildung 13 jährlich aufgeschlüsselten Einzelwerte der Radonkonzentration. Außerdem ist hier zu erkennen, dass die Radonkonzentrationen unterhalb von 50 Bq/m^3 den in Abschnitt 4.3.3 diskutierten typischen Verlauf des natürlichen Untergrundes aufweisen, während für die hohen Jahreswerte der Radonkonzentration kein eindeutiger Trend zu beobachten ist. An 29 von 36 Messpunkten in Siedlungsgebieten liegen die über den Messzeitraum gemittelten langzeitigen Radonkonzentrationen unterhalb des für den natürlichen Untergrund bestimmten 95.- Perzentilwertes von 22 Bq/m^3 . Höhere Werte wurden nur in Bereichen mit Ascheaufschüttungen oder in unmittelbarer Nähe bergbaulicher Objekte festgestellt. Im Bereich von Ascheaufschüttungen z.B. in den Ortsteilen Coschütz, Altkaitz oder Burgk ergeben sich langzeitige Mittelwerte der Radonkonzentration bis etwa 30 Bq/m^3 , wobei vereinzelt auch Jahresmittelwerte bis etwa 50 Bq/m^3 aufgetreten sind. Konzentrationen oberhalb von 50 Bq/m^3 mit Werten bis zu 140 Bq/m^3 (siehe Abbildung 13) wurden ausschließlich in unmittelbar an den Haldenkomplex Heidenschanze angrenzenden Grundstücken gefunden. Aus den Ergebnissen kann jedoch abgeleitet werden, dass bergbauliche Objekte oder Ascheaufschüttungen nur in lokalen Bereichen zu einer Erhöhung der Radonfreiluftkonzentration führen, sie verursachen keine großräumige Beeinflussung des Gebietes.

Das verdeutlichen auch die im Umfeld des Haldenkomplexes Heidenschanze ermittelten Ergebnisse, deren Aufschüttungen hauptsächlich aus Schlacken- und Aschereste der Freitaler Steinkohle sowie Bergematerial und Aufbereitungsrückständen des Uranbergbaus gebildet werden. Mit 90 Bq/m^3 bzw. 110 Bq/m^3 wurden im nördlichen Bereich am Fuß des Haldenkomplexes erhöhte langzeitige Mittelwerte festgestellt. Da in diesem Bereich Wohngebäude unmittelbar an den Haldenfuß angrenzen, können die erhöhten Radonfreiluftkonzentrationen zu einer bergbaubedingten Strahlenexposition für die dort lebenden Personen führen. Im Süden des Haldenkomplexes liegen dagegen im Nahbereich die langzeitigen Mittelwerte mit 20 Bq/m^3 im Bereich des natürlichen Konzentrationsniveaus.

5.3 Messgebiet Johanngeorgenstadt

5.3.1 Übersicht über das Messgebiet

Im Gebiet um Johanngeorgenstadt wurden die natürlichen Gegebenheiten, die im Wesentlichen durch den Eibenstocker Granit und den diesen umgebenden Gesteinen der ordovizischen Phyllitformation geprägt sind, durch den etwa fünfhundert Jahre währenden Alt- und Uranerzbergbau entscheidend verändert. Neben den häufig oberflächennahen Grubenbauen und deren Tagesöffnungen sind auf engem Raum innerhalb von Siedlungsgebieten Hinterlassenschaften wie Halden, Absetzanlagen (IAA) und bergbaulich beeinflusste Flächen entstanden, die insbesondere im Stadtgebiet Johanngeorgenstadt auch die Schwerpunkte der bergbaubedingten Kontamination

darstellen und damit als Radonquellen in Frage kommen. Im Unterschied zu anderen Bergbaugebieten ist in Johanngeorgenstadt - neben der Vielzahl von Halden mit teilweise hohen Radionuklidkonzentrationen - die Inhomogenität des abgelagerten Materials auffallend. Ursache dafür sind neben erhöhten Radionuklidkonzentrationen im Bergematerial Uranerzreste, Armerze und Tailings, die aus den unterschiedlichsten Gründen auf diese Objekte und Flächen verbracht wurden. Nach der Einstellung des Abbaus wurden zahlreiche Hinterlassenschaften des Bergbaus ohne ausreichende Sanierung in öffentliche Nutzung übergeben [13]. In den 70er Jahren wurde mit der Wiederurbarmachung von Objekten des Alt- und des Uranbergbaus begonnen, die jedoch nicht die Radondämmung, sondern eine forstwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen zum Ziel hatten.

In dem großflächigen Messgebiet wurden insgesamt 118 Messpunkte eingerichtet, von denen 93 zur Ermittlung der Exposition durch Radon in den Siedlungsgebieten der Stadt Johanngeorgenstadt (55) und den umliegenden Ortschaften Erla (6), Erlabrunn (4), Antonsthal (7), Breitenbrunn (9), Rittersgrün (8) und Pöhla (4) installiert wurden. Die übrigen Messpunkte wurden im unmittelbaren Bereich bergbaulicher Objekte oder zur Untersuchung der Auswirkung erhöhter Radonkonzentrationen auf deren Umgebung eingerichtet.

5.3.2 Gesamteinschätzung des Messgebietes Johanngeorgenstadt

Im Ergebnis der Untersuchungen kann festgestellt werden, dass erhöhte Radonkonzentrationen im Freien ausschließlich im Bereich von Objekten und deren näheren Umgebung auftreten, die auch bei den Untersuchungen im Altlastenkataster als radiologisch relevante Objekte identifiziert wurden [14]. Die erhöhte Radonfreisetzung aus diesen Objekten führt jedoch nicht zu einer großräumigen Beeinflussung des Gebietes. Dies verdeutlicht auch die in der Abbildung 14 dargestellte Häufigkeitsverteilung der in den Siedlungsgebieten des Messgebietes ermittelten Jahresmittelwerte der Radonkonzentration.

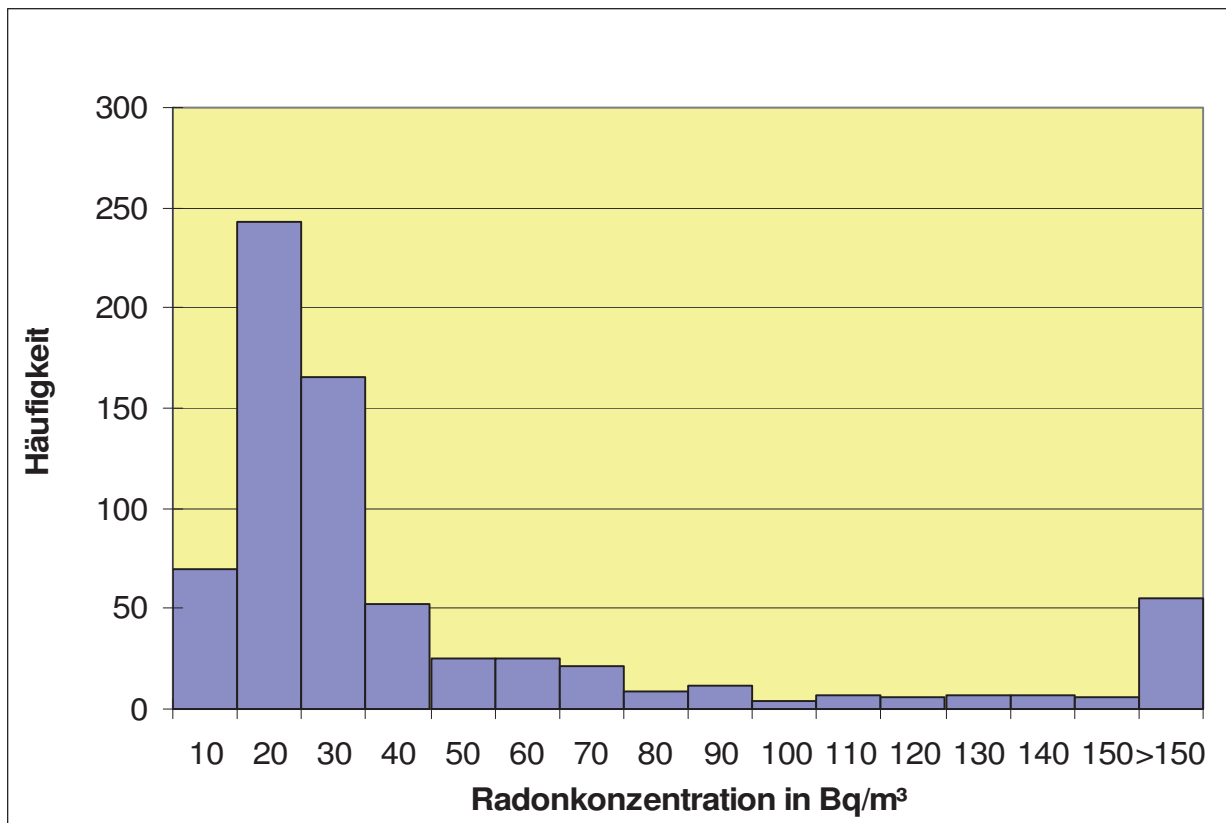


Abbildung 14: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Johanngeorgenstadt im Messzeitraum 1990 bis 2005

Aus der Abbildung 14 ist zu entnehmen, dass etwa 65% der Jahresmittelwerte unterhalb von 30 Bq/m^3 und damit im Schwankungsbereich des natürlichen Konzentrationsniveaus liegen, das aus den an Messpunkten in genügend weiter Entfernung zu Objekten ermittelten Jahresmittelwerten abgeleitet und zu etwa 14 Bq/m^3 mit einem 95.-Perzentil von 23 Bq/m^3 bestimmt wurde. Für den überwiegenden Teil des Stadtgebietes Johanngeorgenstadt und mit wenigen Ausnahmen auch für die umliegenden Ortschaften haben sich Radonkonzentrationen im Freien in diesem Wertebereich ergeben.

Die Abbildung 14 zeigt weiter, dass in Siedlungsgebieten auch häufig Jahreswerte oberhalb des natürlichen Konzentrationsniveaus auftreten. Diese Erhöhungen können auf einen bergbaulichen Einfluss zurückgeführt werden. Auffallend ist dabei der große Wertebereich. Der maximale Jahreswert der Radonkonzentration wurde mit etwa 1700 Bq/m^3 in Johanngeorgenstadt an einem Wohnhaus unterhalb der IAA "Steinsee" bestimmt. Zur Veranschaulichung ist deshalb in der Abbildung 15 die Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration $>150 \text{ Bq/m}^3$ dargestellt.

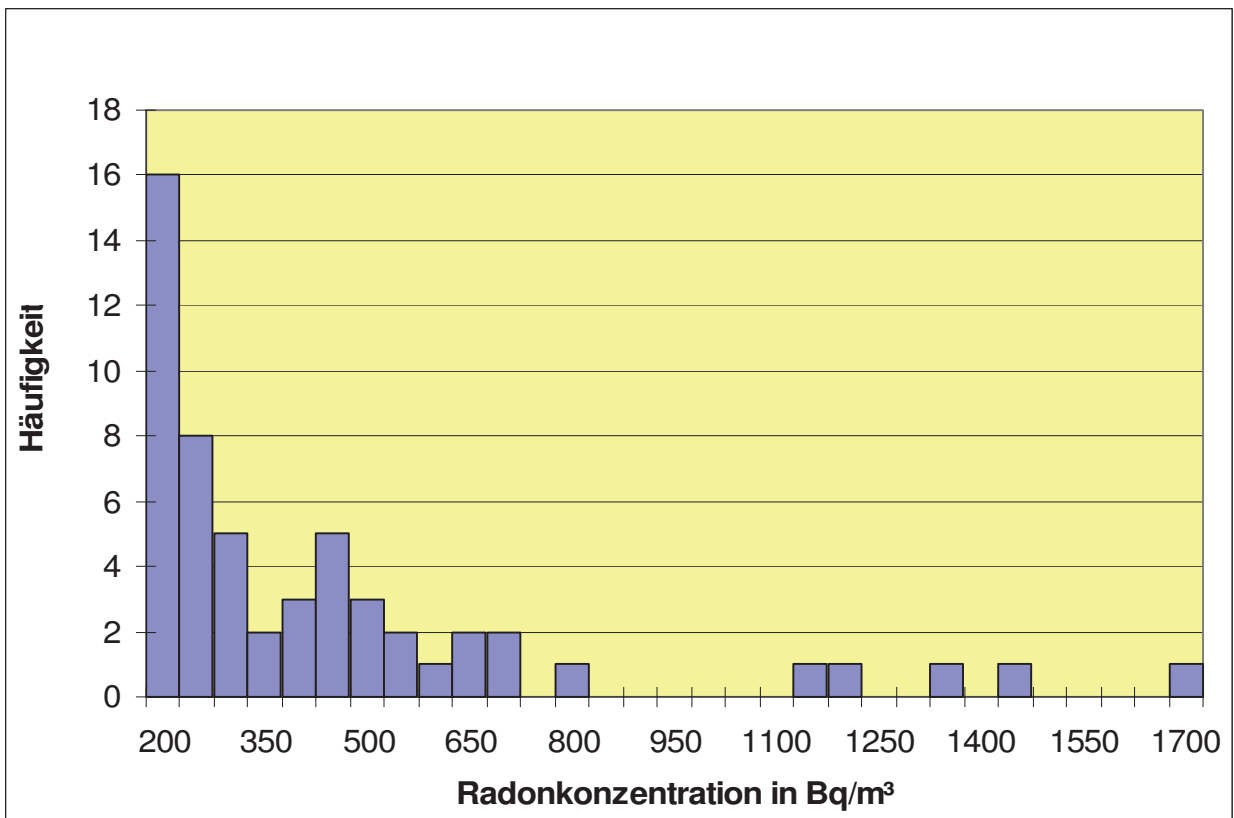


Abbildung 15: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration >150 Bq/m³ im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Johannegeorgenstadt im Messzeitraum 1990 bis 2005

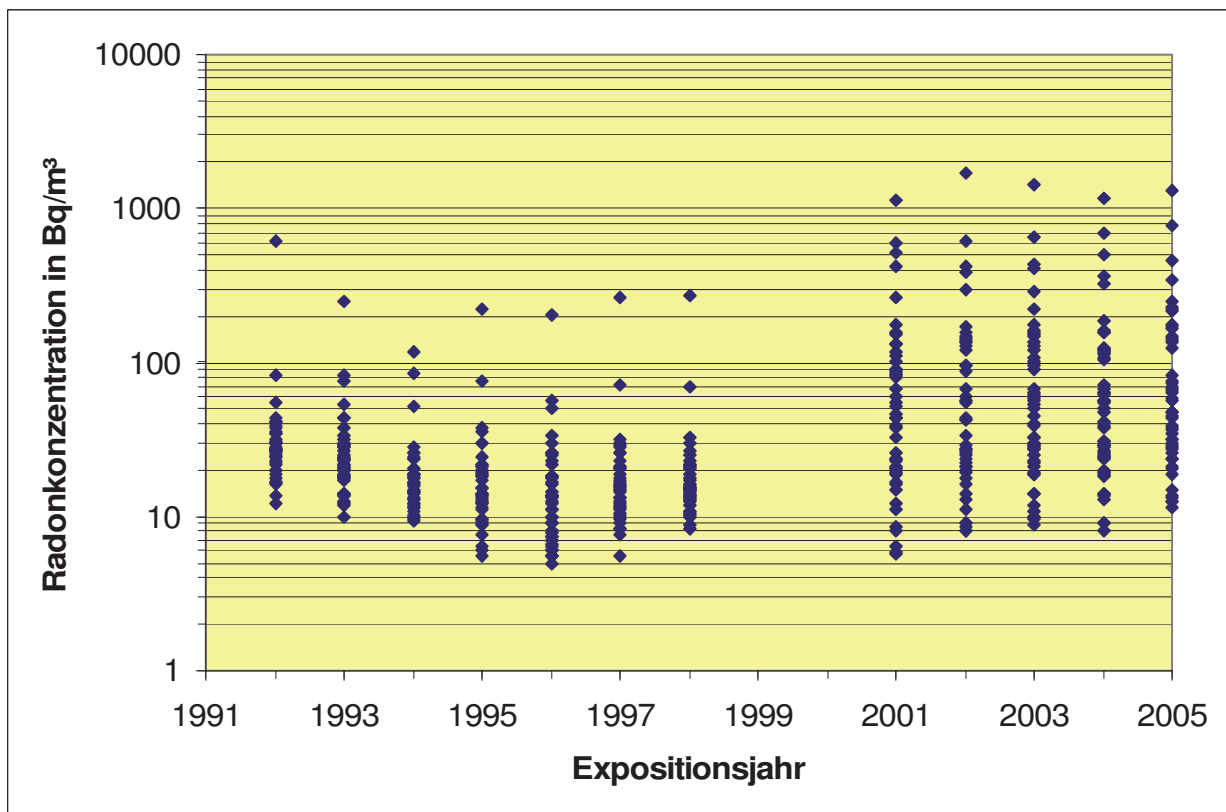


Abbildung 16: Darstellung der im Messgebiet Johannegeorgenstadt ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für die beiden Zeiträume 1992-1998 und 2001-2005. Die Zeitreihe 1992-1998 enthält sowohl die im Stadtgebiet von Johannegeorgenstadt als auch die in den umliegenden Ortschaften ermittelten Radonkonzentrationen. Die Zeitreihe 2001-2005 enthält nur die im Stadtgebiet von Johannegeorgenstadt mit einem deutlich erweiterten Messnetz gewonnenen Radonkonzentrationen. (Die Messnetze in den umliegenden Ortschaften wurden 2000 abgebaut). Beide Zeitreihen sind deshalb miteinander nicht vergleichbar und müssen separat betrachtet werden.

Aus der in Abbildung 16 dargestellten Zeitreihe für die Jahre 1992 bis 1998 kann entnommen werden, dass in den umliegenden Ortschaften von Johannegeorgenstadt überwiegend Jahreswerte der Radonkonzentration unterhalb von 50 Bq/m^3 mit einem für den natürlichen Untergrund typischen Verlauf vorherrschen (siehe Abschnitt 4.3.3). Für das Stadtgebiet von Johannegeorgenstadt weisen die in der Zeitreihe für 2001-2005 dargestellten Jahreswerte der Radonkonzentration auf einen im Vergleich zu anderen Messgebieten relativ hohen Anteils von Werten oberhalb von 50 Bq/m^3 hin. Ursache sind die große räumliche Dichte der bergbaulichen Hinterlassenschaften und deren häufige Lage inmitten von Wohngebieten von Johannegeorgenstadt (siehe Abschnitt 6).

Schwerpunkt der bergbaubedingten Erhöhungen mit relativ hohen Werten der Radonfreiluftkonzentration in Siedlungsgebieten sind die Teile des Stadtgebietes Johannegeorgenstadt, die auch vom Bergbau am meisten beansprucht wurden. Im Nahbereich mehrerer Objekte (Halden, IAA, Stollenausgänge) überschreiten die langzeitigen Mittelwerte der Radonkonzentrationen im Freien deutlich den Wert von 50 Bq/m^3 . Dies veranschaulicht auch die Abbildung 17, in der die im Stadtgebiet Johannegeorgenstadt eingerichteten Messpunkte mit den ermittelten langzeitigen Radonkon-

zentrationen, unterschieden in den Messbereichen $<30 \text{ Bq/m}^3$, 30 Bq/m^3 bis 50 Bq/m^3 und $>50 \text{ Bq/m}^3$, dargestellt sind. Die Abbildung zeigt die Situation ohne den Einfluss der ab 2001 schrittweise in den über- und untertägigen Bereichen eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen.



Abbildung 17: Verteilung der Radonmesspunkte im Stadtgebiet Johanngeorgenstadt mit den ermittelten langzeitigen Radonkonzentrationen, unterschieden in den Messbereichen <30 Bq/m³ (grün), 30 - 50 Bq/m³ (gelb) und >50 Bq/m³ (rot), die relevanten bergbaulichen Objekte (Halden, IAA) sind durch die violett umrandeten Flächen gekennzeichnet

Fast durchgängig verursachen die angrenzenden oder im Nahbereich befindlichen, häufig hanggeschütteten Bergbauobjekte in den Talbereichen des Lehmer Grundes, des Breitenbaches und des Schwarzwassers bis Georgenthal Radonkonzentrationen oberhalb von 50 Bq/m^3 . Dieser Wert wird im übrigen Stadtgebiet nur vereinzelt im Bereich zweier Halden und Tagesöffnungen (Stollen- bzw. Schachtöffnung) überschritten. Eine eindeutige Entfernungsabhängigkeit der Radonkonzentration zu den Emittenten kann wegen der stark gegliederten Geländestruktur und der Vielzahl unterschiedlicher Radonquellen, die auf Grund der räumlichen Nähe zueinander auch zu nennenswerten Überlagerungseffekten führen können, allerdings nicht abgeleitet werden. Einen entscheidenden Einfluss auf die "Reichweite" einer Radonemission hat die Geländestruktur, wobei hier unter Reichweite der Quellabstand zu verstehen ist, ab dem keine über dem natürlichen Untergrund erhöhten Radonkonzentrationen mehr gemessen wurden. Wie auch in anderen Messgebieten bei Flussläufen beobachtet werden konnte, stellen Tallagen eine bevorzugte Ausbreitungsrichtung dar. Im Tal des Schwarzwassers ist flussabwärts noch in etwa 500 m Entfernung vom nächstgelegenen Emittenten (Halde an der Haberlandmühle) ein bergbaulicher Einfluss erkennbar (langzeitiger Mittelwert 60 Bq/m^3). Für die Höhe der dort gemessenen Radonkonzentration können dabei auch Überlagerungseffekte verantwortlich sein, da an das Schwarzwassertal weitere bergbauliche Objekte mit hohen Radonemissionen angrenzen. Im Gebiet des Steigerdorfes, dessen Gelände zum Schwarzwassertal hin abfällt, kann die in einem Abstand von etwa 120 m vom dortigen Haldenkomplex noch ermittelte Radonkonzentration von 80 Bq/m^3 ebenfalls auf einen bergbaulichen Einfluss zurückgeführt werden. In dem Teil der Stadt Johannegeorgenstadt, der auch als „obere Berglandschaft“ bezeichnet werden kann und der eine relativ ebene Geländestruktur aufweist, erfolgt dagegen eine raschere Verdünnung des aus Bergbauobjekten freigesetzten Radons. So wird beispielsweise im Umfeld der Halde am Schaarschacht, die eine relativ hohe Radonemission aufweist (langzeitige Radonkonzentration am Haldenfuß etwa 150 Bq/m^3), bereits in einer Entfernung von etwa 50 m mit etwa 20 Bq/m^3 eine langzeitige Konzentration im für die geologischen Verhältnisse typischen Niveau gemessen. Daraus ergibt sich, dass in Gebieten mit stark gegliederter Geländestruktur und einer Vielzahl von Radonquellen auf engem Raum mit verschiedenen hohen und sich teilweise gegenseitig überlagernden Radonemissionen die Bereiche mit erhöhten bergbaubedingten Radonexpositionen unterschiedlich groß sind. Diese lassen sich auch nur durch Messungen sicher erfassen, wobei bei der Festlegung des Messumfanges die erwähnten Aspekte beachtet werden sollten.

Obwohl eine eindeutige Zuordnung der gemessenen Konzentrationen zu bestimmten Bergbauobjekten wegen deren räumlichen Nähe zueinander und der dadurch bedingten Möglichkeit von Konzentrationsüberlagerungen nicht in jedem Fall möglich ist, konnten 19 Objekte ermittelt werden, die in ihrem Umfeld in Siedlungsgebieten Radonkonzentrationen oberhalb von 50 Bq/m^3 verursachen. Diese Objekte sind in der Tabelle 9 zusammengestellt. In einigen Bereichen haben die ab 2001

begonnenen ober- und untertägigen Sanierungstätigkeiten der Wismut GmbH bereits zu einer Reduzierung der Radonkonzentration geführt (s. Abschnitt 6.5).

Tabelle 9: Zusammenstellung der Objekte, die in ihrem Umfeld in Siedlungsgebieten Radonkonzentrationen >50 Bq/m³ verursachen

Objekt	GRS-Nr. ^a	Bemerkung
Absetzbecken J1	11	
Absetzbecken J2	12	
Qu.4 Stollen 25m-Sohle 131/057	667	verwahrt, vermtl. 2002
Dammhalde Steinsee	3650	
Dammhalde Trockenbecken	3651	
Halde Haldenaufbereitung	3654	
Halde Schacht 60	3658	
Halde Schaarschacht	3660	Haldensanierung 2003
Halde Schacht 124	6159	
Halde Schacht 51	6160	
Halde Schacht 52 (Zentralschacht)	6161	Teilflächensanierung 2005
Halde Frisch Glück Stollen	6178	
Halde Aufbereitung	6180	
Halde Schacht 54	6181	
Halde am Külliggut	6738	
Halde an der Haberlandmühle	6742	
Neu-Deutschland-Stollen 131/062	8303	verwahrt, vermtl. 2002
Stollen Neujahr 131/030	8308	verwahrt 2007
Adolphus Stollen	-	

^a Im Rahmen des Projektes "Altlastenkataster" vergebene Objekt Nummer [1]

In den Siedlungsgebieten der anderen Ortschaften des Messgebietes wurden nur in Rittersgrün im Bereich einer unmittelbar an die Halde auf den Flurstücken 690/1 und 680/2 angrenzenden Wohnbebauung mit Jahreswerten zwischen 50 Bq/m³ und 100 Bq/m³ (langzeitiger Mittelwert 75 Bq/m³) erhöhte Radonkonzentrationen gemessen. An den übrigen Messpunkten in diesen Ortschaften wurden nur Radonkonzentrationen unterhalb von 50 Bq/m³ beobachtet. Auf die aus den Ergebnissen der Messungen im Stadtgebiet Johannegeorgenstadt im Einzelnen gewonnenen Aussagen über den bergbaulichen Einfluss auf die Radonsituation in Siedlungsgebieten wird im Abschnitt 6 gesondert eingegangen.

5.4 Messgebiet Lengenfeld

5.4.1 Übersicht über das Messgebiet

Die durch die Lage im Westteil des Kirchberger Granitmassivs bestimmten natürlichen Verhältnisse im Gebiet um Lengenfeld wurden im Norden und nordöstlich des Stadtgebietes durch Hinterlassenschaften verändert, die als Folge des Bergbaus zur Gewinnung von Wolframiterzen bei Pechtelsgrün und der nordöstlich an den Ortsteil Grün angrenzenden Uranerzaufbereitung Lengenfeld entstanden sind. Die Schwerpunkte der radioaktiven Kontaminationen, die auch als mögliche Radonemittenten in Frage kommen, liegen insbesondere im Bereich der durch die Uranerzaufbereitung beanspruchten Flächen (Absetzanlage, Bergehalden, Aufbereitungsanlagen) sowie der mit Tailings kontaminierten Flächen im Plohnbachtal zwischen der Absetzanlage und der Einmündung des Baches in die Göltzsch [15].

Um zu untersuchen, ob und in welchem Umfang mögliche Radonfreisetzungen aus diesen Objekten und Flächen auch eine Veränderung des natürlichen Konzentrationsniveaus des Gebietes verursachen, wurde 1991 in dem Gebiet ein weiträumiges Messnetz installiert, in das neben den ehemaligen Betriebsflächen auch die umliegenden Siedlungsgebiete sowohl im Nahbereich der Objekte als auch in größerer Entfernung zu diesen einbezogen wurden. Insgesamt wurden 42 Messpunkte eingerichtet, von denen sich 29 Messpunkte in Siedlungsgebieten im Bereich folgender im Messgebiet vorkommenden geologischen Einheiten befanden:

- dem westlichen und südwestlichen Teil des Kirchberger Granites mit seinem Kontakthof als Zentrum der bergbaulichen Tätigkeit,
- die sich unmittelbar westlich davon anschließenden Tonschiefergesteine,
- die Phyllite südlich von Rodewisch und
- Teile der Granitplutone von Bergen im Südwesten und Eibenstock im Südosten des Messgebietes einschließlich der sie umgebenden Kontakthöfe.

Auf Grund seines geologischen Baus ist das Messgebiet durch wesentliche Differenzierungen seines natürlichen Strahlenpegels gekennzeichnet. Die Ursache dafür liegt in den relativ erhöhten Gehalten natürlicher Radionuklide der Granitplutone von Eibenstock, Kirchberg und Bergen und den geringeren Gehalten der die Plutone umschließenden Gesteine (vorwiegend Tonschiefer und Phyllite).

5.4.2 Diskussion der Ergebnisse

Aus der Weiträumigkeit des Messnetzes und der sich dabei ergebenden großen Entfernung einiger Messpunkte zu bergbaulichen Objekten ergab sich die Möglichkeit, für die geologischen Einheiten

der Granitplutone und den sie umschließenden Gesteinen der Tonschiefer- und Phyllitformation jeweils getrennte Werte für den natürlichen Untergrund abzuleiten und diese für die Bewertung eines möglichen bergbaulichen Einflusses auf Siedlungsgebiete heranzuziehen. Dabei ergibt sich für den natürlichen Untergrund in den Gebieten der Granitplutone eine mittlere Radonkonzentration von 23 Bq/m^3 mit einem 95.-Perzentil von 43 Bq/m^3 bzw. von 15 Bq/m^3 mit einem 95.-Perzentil von 27 Bq/m^3 für die Tonschiefer- und Phyllitgebiete.

Die Ergebnisse der Messungen zeigen, dass die Radonfreisetzung aus den auf bergbaulichen Objekten und kontaminierten Flächen abgelagerten Materialien nur in deren unmittelbarem Umfeld zu gegenüber dem übrigen Messgebiet erhöhten Radonkonzentrationen in der Freiluft führt. Im Bereich einiger mit der Uranerzaufbereitung im Zusammenhang stehenden bergbaulichen Objekten und der durch Tailingsmaterialablagerungen kontaminierten Flächen im Plohnbachtal einschließlich des Lenkteiches liegen die Radonkonzentrationen im Freien deutlich über der für die Granitgebiete ermittelten natürlichen Untergrundkonzentration. Im Bereich der Objekte des Bergbaus zur Gewinnung von Wolframiterzen liegen die Konzentrationen dagegen innerhalb dieses natürlichen Niveaus.

Insbesondere verursachen sandige oder feinkörnige Tailings der Uranerzaufbereitung hohe Radonkonzentrationen in der Freiluft. Die höchsten Konzentrationen wurden im Bereich freiliegender Tailings mit langzeitigen Mittelwerten von etwa 380 Bq/m^3 im Lenkteich und etwa 280 Bq/m^3 im nicht abgedeckten Teil der Nordhalde gemessen. Die im südlichen Teil der Nordhalde in den 70er Jahre des 20. Jahrhunderts erfolgte geringmächtige Abdeckung der Rückstände mit Mineralboden hat offensichtlich zu einer Verringerung der Radonfreisetzung geführt. In diesem Haldenbereich liegt die Radonkonzentration in der Freiluft im langzeitigen Mittel bei 150 Bq/m^3 . In den übrigen Bereichen der durch Tailings kontaminierten Flächen unterhalb der IAA und im Plohnbachtal hat sich mit Werten zwischen 150 Bq/m^3 und 170 Bq/m^3 ein relativ gleichmäßiges, jedoch deutlich oberhalb des natürlichen Variationsbereiches liegendes Konzentrationsniveau ausgebildet.

Die erhöhte Radonfreisetzung aus diesen bergbaulichen Objekten und kontaminierten Flächen beeinflusst die Radonkonzentration in Siedlungsgebieten nur in den unmittelbar an diese Objekte angrenzenden Bereiche des Ortsteiles Lengenfeld-Grün und im Nahbereich des Lenkteiches. In den übrigen Siedlungsgebieten des Messgebietes ist kein bergbaulicher Einfluss auf die Radonkonzentration im Freien zu erkennen. Die dort ermittelten Konzentrationen werden durch die jeweilige geologische Einheit bestimmt. Das ergibt sich auch aus der in der Abbildung 18 dargestellten Häufigkeitsverteilung der in den Siedlungsgebieten des Messgebietes ermittelten Jahresmittelwerte der Radonkonzentration.

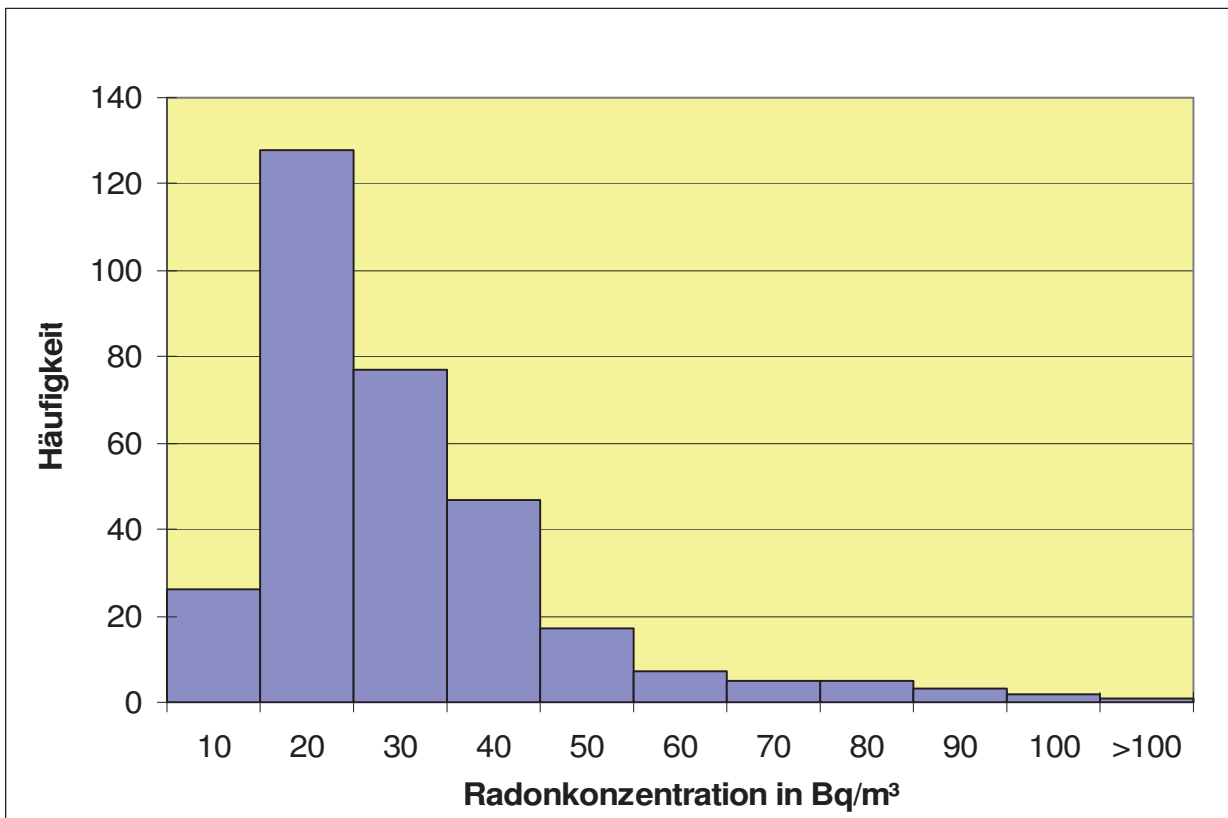


Abbildung 18: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Lengelfeld im Messzeitraum 1991 bis 2004

Insgesamt liegen etwa 93% der Jahreswerte unterhalb von 50 Bq/m³. Deutlich überschritten wird dieser mit etwa 85 Bq/m³ im langzeitigen Mittel und einer Variation der Jahreseinzelnwerte zwischen 65 Bq/m³ und 120 Bq/m³ nur in der Umgebung eines Wohngebäudes, das sich in der bevorzugten Ausbreitungsrichtung am Ausgang des Plohnbachtals etwa 200 m südlich des Lenkteiches befindet. Untersuchungen über die Ausbreitungsverhältnisse am Standort Lengelfeld haben gezeigt, dass das aus den Flächenquellen freigesetzte Radon entlang des engen Plohnbachtals geführt und weniger quer zur Talachse transportiert wird [16]. Dies erklärt auch den in der oberhalb des Plohnbachtals, aber räumlich näher zur Quelle gelegenen Siedlung Lengelfeld-Grün festgestellten geringeren bergbaulichen Einfluss auf die Radonkonzentration in der Freiluft, die im talnahen Bereich einen langzeitigen Mittelwert von etwa 50 Bq/m³ bei einer Variation der Jahreswerte zwischen 30 Bq/m³ und 70 Bq/m³ aufweist. In den übrigen Siedlungsgebieten des Stadtgebietes Lengelfeld sowie in den umliegenden Ortschaften liegen die Radonkonzentrationen in der Freiluft unabhängig von der Entfernung zu Objekten in dem für die jeweilige geologische Einheit ermittelten natürlichen Wertebereich. Das zeigen auch die in Abbildung 19 als Zeitreihe dargestellten Einzelwerte der Radonkonzentration.

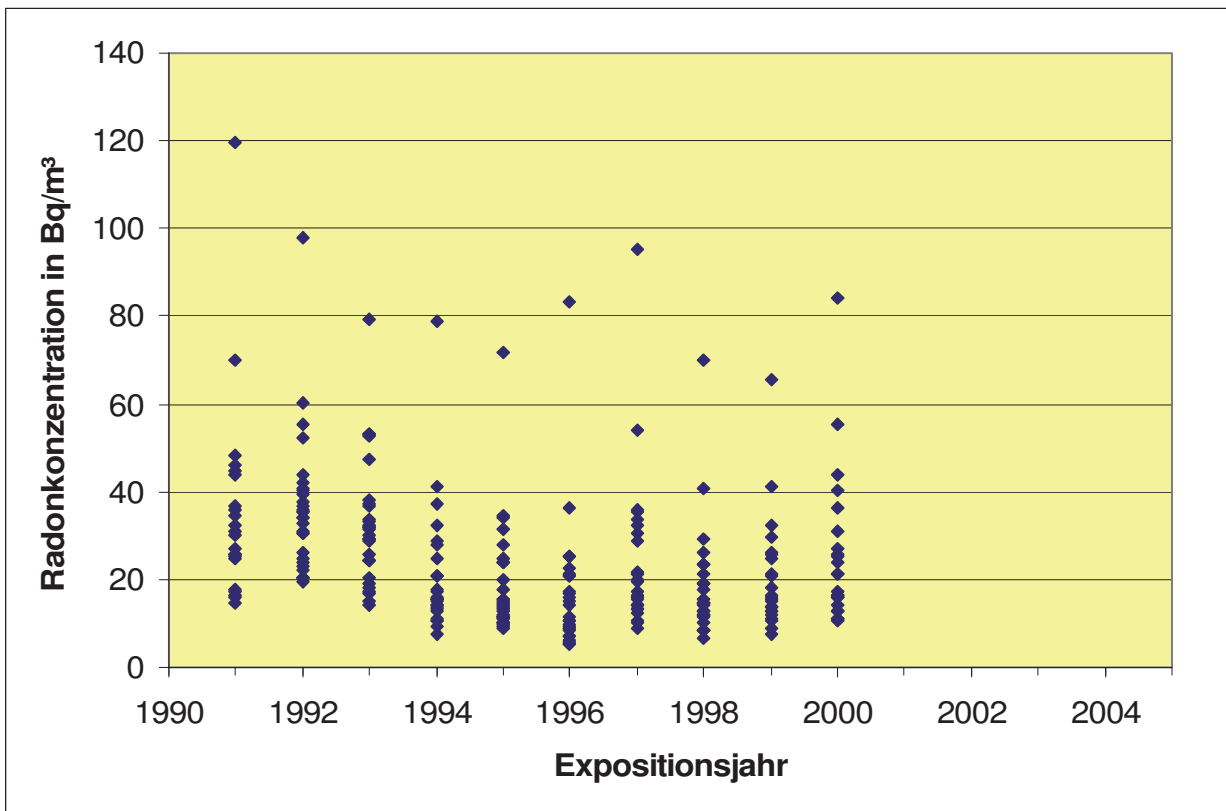


Abbildung 19: Darstellung der im Messgebiet Lengenfeld ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für den Zeitraum 1991-2000.

Weiterhin kann der Abbildung 19 entnommen werden, dass die Werte unterhalb 50 Bq/m³ den schon in anderen Messgebieten gefundenen und in Abschnitt 4.3.3 diskutierten typischen zeitlichen Verlauf aufweisen.

5.5 Messgebiet Ronneburg

5.5.1 Übersicht über das Messgebiet

Das Gebiet um Ronneburg befindet sich im Bereich des Hauptsattels des Ostthüringischem Schiefergebirges mit einer relativ ebenen Geländestruktur und war das bedeutendste Uranfördergebiet der ehemaligen DDR. Aus dem Revier wurden ca. 45% der Gesamtmenge des produzierten Urans gewonnen. Der Abbau erfolgte sowohl im Tage- als auch im Tiefbau. Die geförderten Erze wurden in Seelingstädt aufbereitet. Es entstand eine sehr umfangreiche Bergbaufolgelandschaft mit Haldenkomplexen, Tagebaurestlöchern, Absetzanlagen sowie Förder- und Abwetterschächten, die auch die wesentlichsten Radonquellen in dem Gebiet darstellen. Seltener sind Objekte des Altbergbaus. Ein Teil dieser Objekte liegt im unmittelbaren Bereich von Siedlungsgebieten.

Zur Ermittlung einer möglicherweise durch die Radonfreisetzung aus den bergbaulichen Objekten verursachten zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung wurde im Gebiet Ronneburg ein Messnetz mit insgesamt 65 Messpunkten eingerichtet, deren Standorte sich im Bereich von Objek-

ten, zum überwiegenden Teil aber in Siedlungsgebieten in deren Nahbereich und in größerer Entfernung zu diesen befanden.

5.5.2 Diskussion der Ergebnisse und der Auswirkung der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH

Für die Bewertung der Ergebnisse wurde aus den an Messpunkten in größerer Entfernung, bei denen ein bergbaulicher Einfluss ausgeschlossen werden konnte, für das Messgebiet ein natürliches Konzentrationsniveau von 16 Bq/m^3 mit einem 95.-Perzentil von 24 Bq/m^3 ermittelt.

Die im Messgebiet ermittelten Ergebnisse zeigen, dass die Radonfreisetzung aus bergbaulichen Objekten hauptsächlich in ihrem unmittelbaren Umfeld Konzentrationen im Freien oberhalb des 95.-Perzentils des natürlichen Untergrundes verursacht, wobei in Teilbereichen auch Werte oberhalb von 50 Bq/m^3 nachgewiesen wurden. Bei den meisten Messpunkten ist keine bergbaubedingte Erhöhung der Radonkonzentration zu erkennen. Das belegt auch die in der Abbildung 20 dargestellte Häufigkeitsverteilung der in den Siedlungsgebieten des Messgebietes festgestellten Jahresmittelwerte der Radonkonzentration.

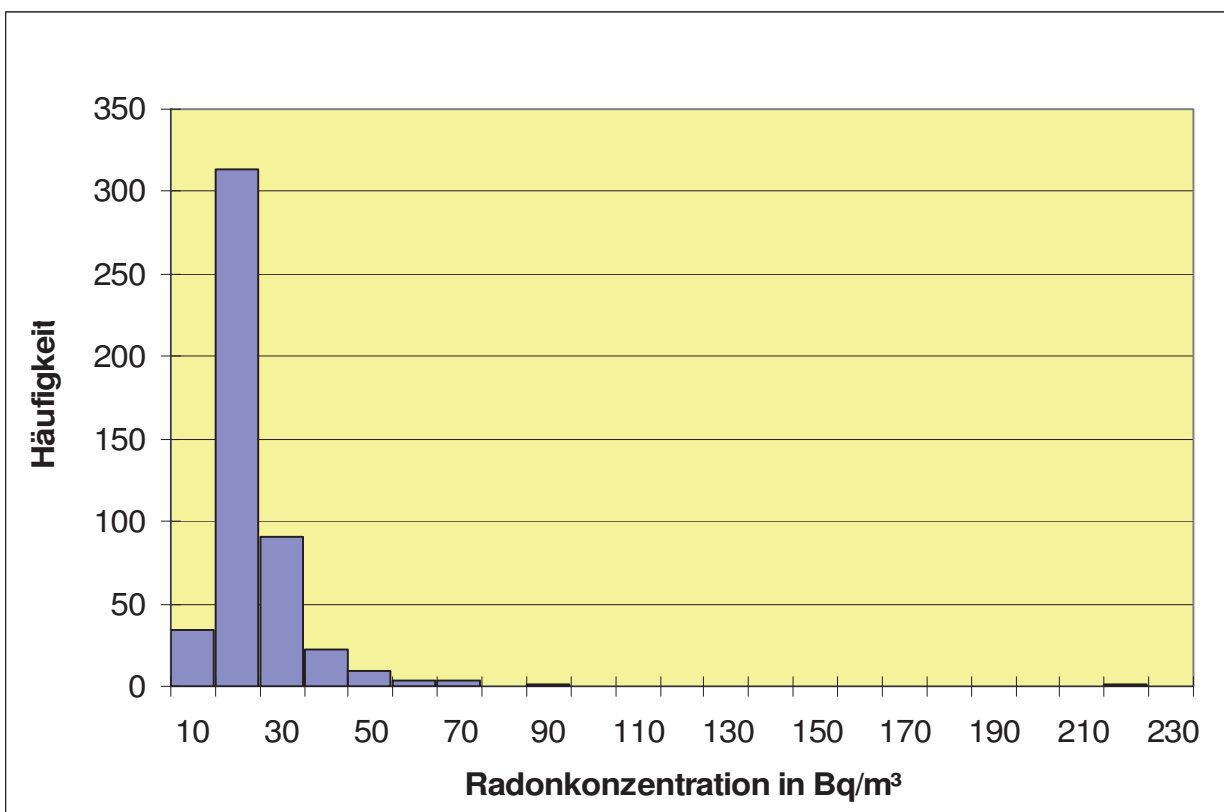


Abbildung 20: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Ronneburg im Messzeitraum 1992 bis 2004

Etwa 90% aller Jahresmittelwerte liegen in dem für das Messgebiet ermittelten natürlichen Konzentrationsniveau. Das belegen auch die in Abbildung 21 dargestellten Einzelwerte der Radonkonzentration. Die wenigen erhöhten Jahreswerte der Radonkonzentration im Zeitraum 1992-1993

resultieren aus Messungen in der Nähe von Abwetterschächten. Aufgrund von Sanierungsmaßnahmen durch die Wismut GmbH liegen die Jahreswerte der Radonkonzentration ab 1994 nur noch unterhalb von 50 Bq/m^3 .

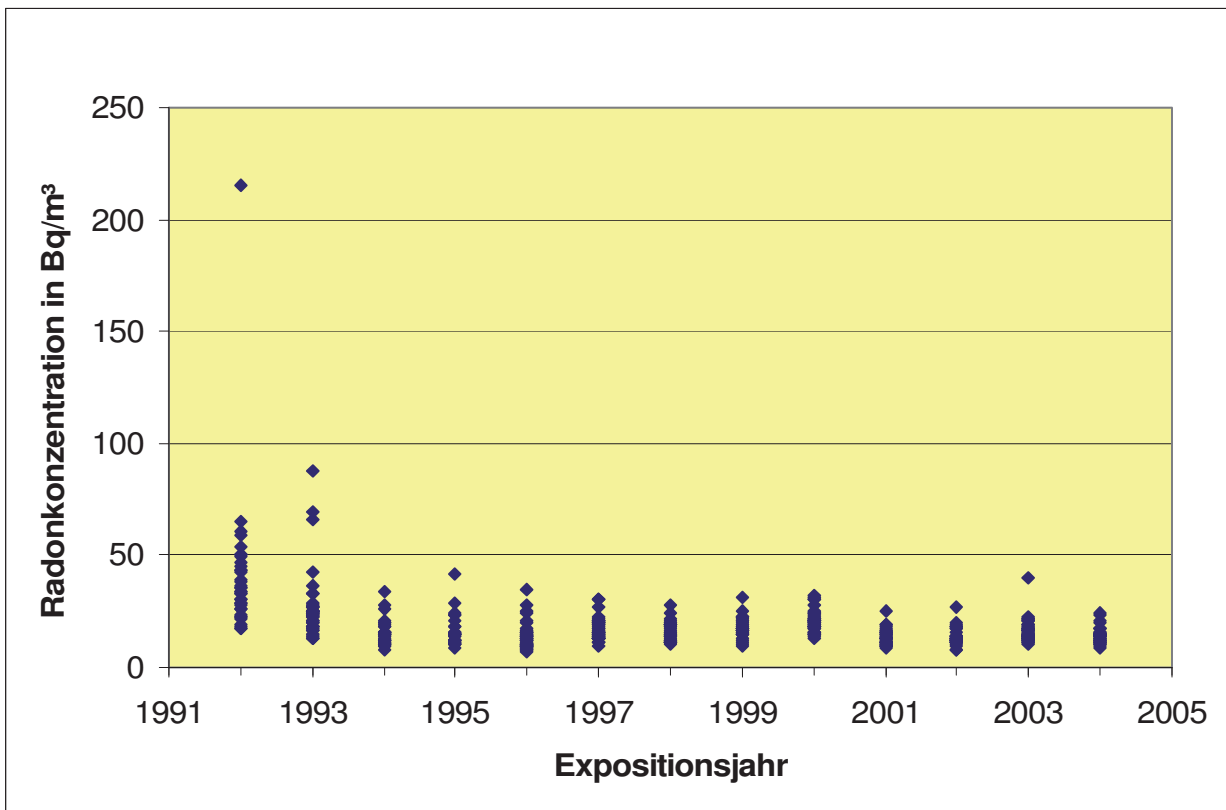


Abbildung 21: Darstellung der im Messgebiet Ronneburg ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für den Zeitraum 1992-2004.

Zwar führt die erhöhte Radonfreisetzung aus Haldenbereichen auch in einigen nahegelegenen Siedlungsgebieten zu gegenüber dem regionalspezifischen Untergrund erhöhten Radonkonzentrationen, der Wert von 50 Bq/m^3 wird dort jedoch nicht überschritten. Die gefundenen Radonkonzentrationen oberhalb von 50 Bq/m^3 wurden in Siedlungsgebieten ausschließlich durch Abwetterschächte verursacht, wenn sich die Wohnbebauung im unmittelbaren Nahbereich eines Schachtes oder auch in größerer Entfernung in deren Ausblasfahne befindet. Dieser Sachverhalt spiegelt sich auch in der Abbildung 22 wider, in der die zeitliche Entwicklung der in Hauptwindrichtung vom Abwetterschacht 389 in Siedlungsgebieten in einer Entfernung von etwa 190 m und etwa 600 m gemessenen Radonkonzentrationen in Abhängigkeit von der Radonfreisetzung aus diesem Schacht [12] dargestellt ist. Dem gegenübergestellt ist der zeitliche Verlauf der natürlichen Radonkonzentration des Messgebietes. Zwar werden die Radonkonzentrationen an beiden Messpunkten wegen ihrer Lage zu weiteren Objekten (z.B. Tagebaurestloch) auch durch diese Emittenten beeinflusst, dominiert werden sie jedoch durch das aus dem Abwetterschacht freigesetzte Radon. Mit der schrittweisen Verringerung der Radonfreisetzung aus dem Abwetterschacht bis zu seiner Stilllegung gehen die Werte an beiden Messpunkten auch in gleicher Weise zurück, wobei der kurzzeiti-

ge Wiederanstieg in den Jahren 1999 und 2000 mit einem Anstieg der natürlichen Radonkonzentration in diesem Zeitraum zusammenfällt.

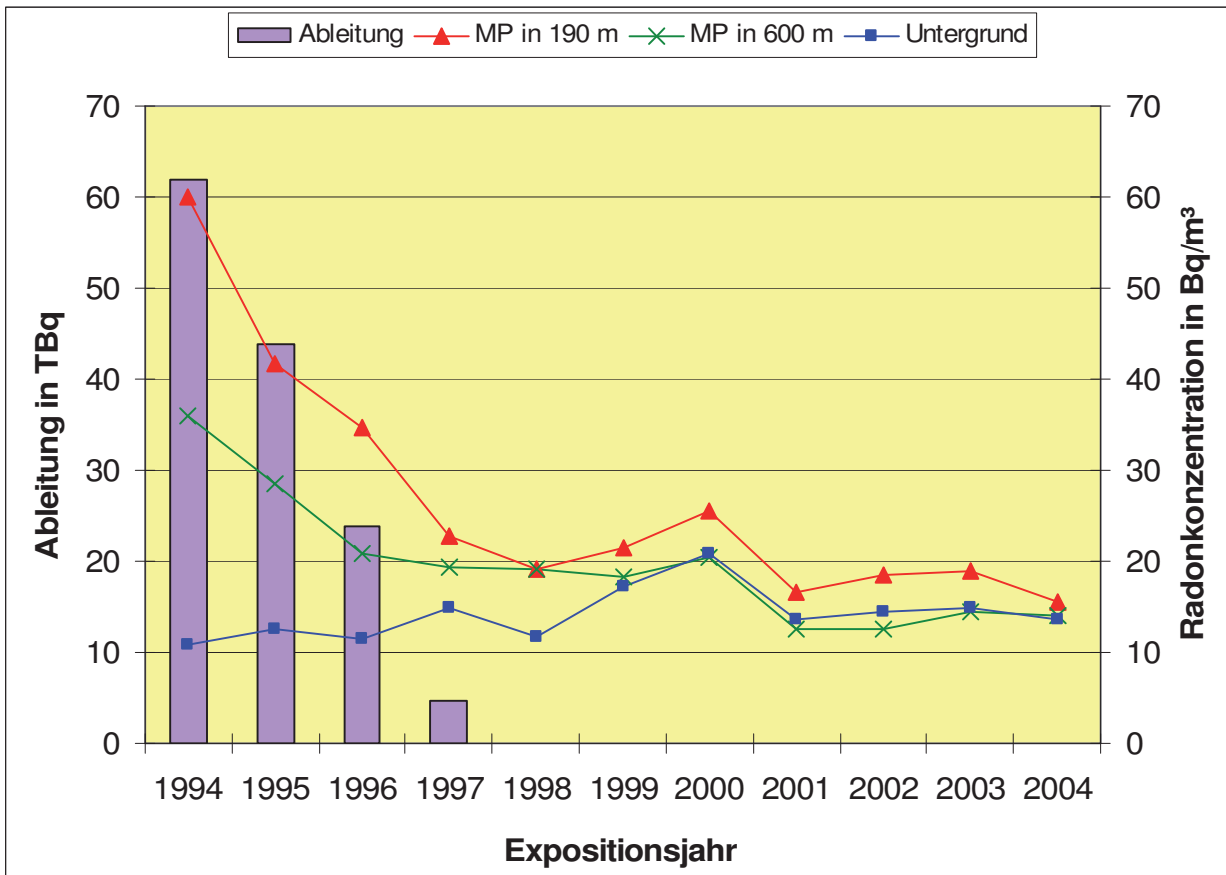


Abbildung 22: Zeitliche Entwicklung der Radonfreisetzung aus dem Abwetterschacht 389 und der von diesem in Siedlungsgebieten in einer Entfernung von 190 m und 600 m beeinflussten Radonkonzentration. Gegenübergestellt ist der zeitliche Verlauf der natürlichen Radonkonzentration des Messgebietes

Nach 1990 hat die Wismut GmbH in dem Bergbaubereich mit umfangreichen Sanierungsarbeiten an den Bergbauobjekten begonnen. Die Mehrzahl der Halden wurden abgetragen und in das Tagebaurestloch umgelagert. Abhängig vom Stand der Sanierungsarbeiten im untertägigen Grubengebäude wurden die Abwettermengen verringert und die Abwetterschächte schließlich stillgelegt. Trotz der für eine gesicherte Bewertung geringen Messpunktdichte lassen sich mit den Messreihen Rückschlüsse auf den Erfolg der Sanierungsmaßnahmen ableiten. Wie beispielhaft in der Abbildung 22 dargestellt, hat die Stilllegung der Abwetterschächte zu einer deutlichen Verringerung der Radonkonzentration in Teilen des Stadtgebietes Ronneburg geführt. Auch an den durch Halden und anderen Bergbauobjekten beeinflussten Messpunkten ist mit fortschreitender Sanierungstätigkeit ein Rückgang der Radonkonzentrationen zu beobachten. Im Jahr 2004 wurden an allen Messpunkten in den Siedlungsgebieten nur noch Jahreswerte der Radonkonzentration im Bereich des natürlichen Untergrundes gemessen.

5.6 Messgebiet Gottesberg

5.6.1 Übersicht über das Messgebiet

Das Messgebiet Gottesberg liegt in einem dünn besiedelten Gebiet am westlichen Rand des Eibenstocker Granitmassivs. Im Bereich dieser geologischen Einheit und den sich westlich anschließenden Schiefergesteinen des Kontakthofes hat der Altbergbau auf Zinn und der spätere intensiv betriebene Uranerzbergbau stattgefunden. Als mögliche Radonemittenten hat der Bergbau Halden und Absetzanlagen hinterlassen, die das natürliche Untergrundniveau verändert haben können. Diese z.T. großen Hinterlassenschaften befinden sich hauptsächlich in Forsten außerhalb von Siedlungsgebieten. In den Siedlungsgebieten können als Folge des Bergbaus kontaminierte Flächen entstanden sein.

Um der Zielstellung folgend zu prüfen, ob die Radonfreisetzung aus diesen Objekten trotz ihrer Lage außerhalb von Ortslagen zu einer zusätzlichen bergbaubedingten Radonexposition in den besiedelten Gebieten geführt hat, wurde zwischen 1991 und 2002 an acht Messpunkten, die ausschließlich in den Siedlungsgebieten der Ortschaften Morgenröthe-Rautenkranz und Tannenbergs-
thal mit den Ortsteilen Schneckenstein und Gottesberg eingerichtet wurden, die Radonkonzentration im Freien gemessen.

5.6.2 Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Messungen sind in der Abbildung 23 dargestellt.

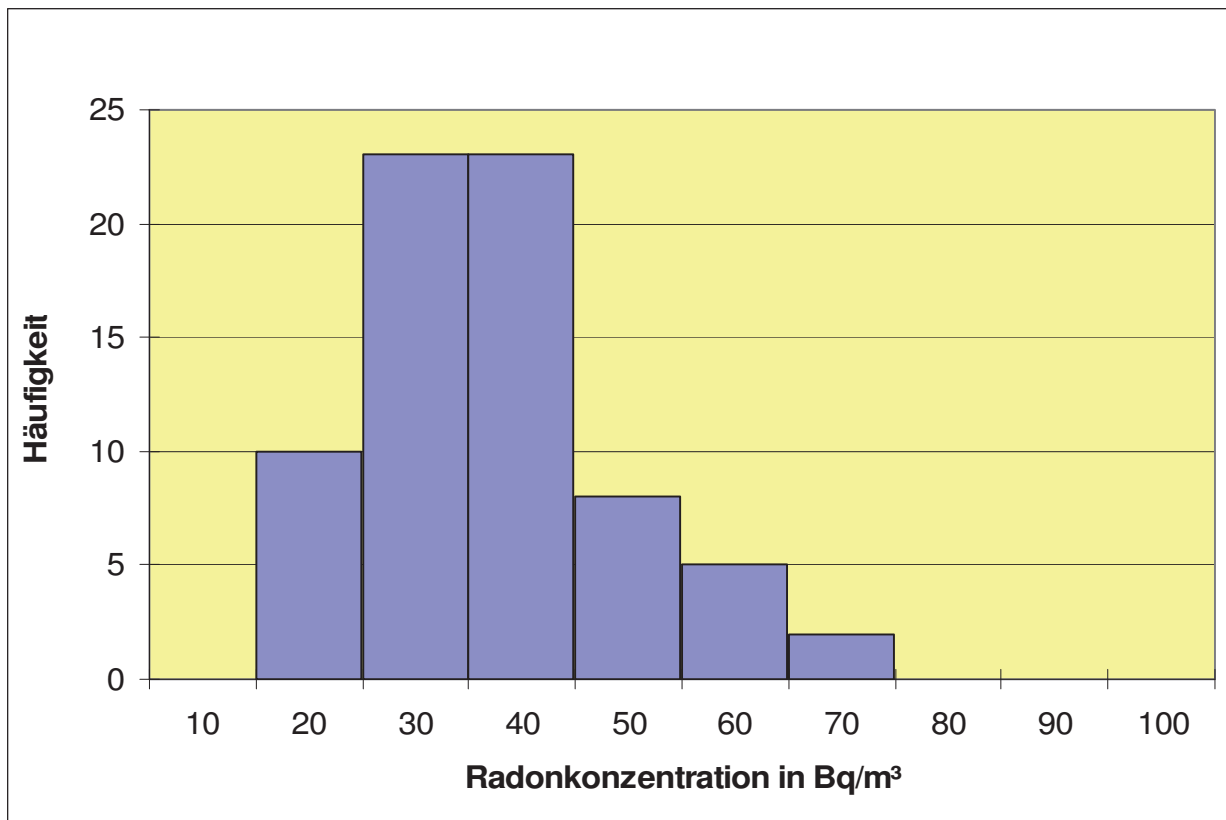


Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Freien der Siedlungsgebiete des Messgebietes Gottesberg im Messzeitraum 1991 bis 2002

Die natürliche Untergrundkonzentration des Gebietes wurde aus den an den Messpunkten in Morgenröthe-Rautenkranz ermittelten Radonkonzentrationen abgeleitet, da bei diesen auf Grund ihrer Entfernung zu Objekten ein bergbaulicher Einfluss sicher ausgeschlossen werden konnte. Im Messgebiet Gottesberg wurden von allen Messgebieten die jeweiligen höchsten Werte des Mittelwertes (30 Bq/m^3), des 95.-Perzentil (45 Bq/m^3) und des Maximums (55 Bq/m^3) für den natürlichen Untergrund ermittelt. Die hohen Jahreswerte der natürlichen Untergrundkonzentration sind in den erhöhten Gehalten natürlicher Radionuklide in den oberflächennah anstehenden Granitgesteinen und deren Verwitterungsböden begründet, in denen spezifische Aktivitäten von Ra-226 zwischen 50 Bq/kg und 400 Bq/kg gefunden wurden und die z.T. auch nur mit sehr geringmächtigen Braunerdeböden überprägt sind [17].

Aus der in der Abbildung 23 dargestellten Häufigkeitsverteilung ergibt sich, dass etwa 90% der ermittelten Jahreswerte im Variationsbereich der natürlichen Radonkonzentration liegen. Aus der Abbildung 24 kann zusätzlich entnommen werden, dass sich im Betrachtungszeitraum 1991 - 2000 die Radonsituation nicht verändert hat.

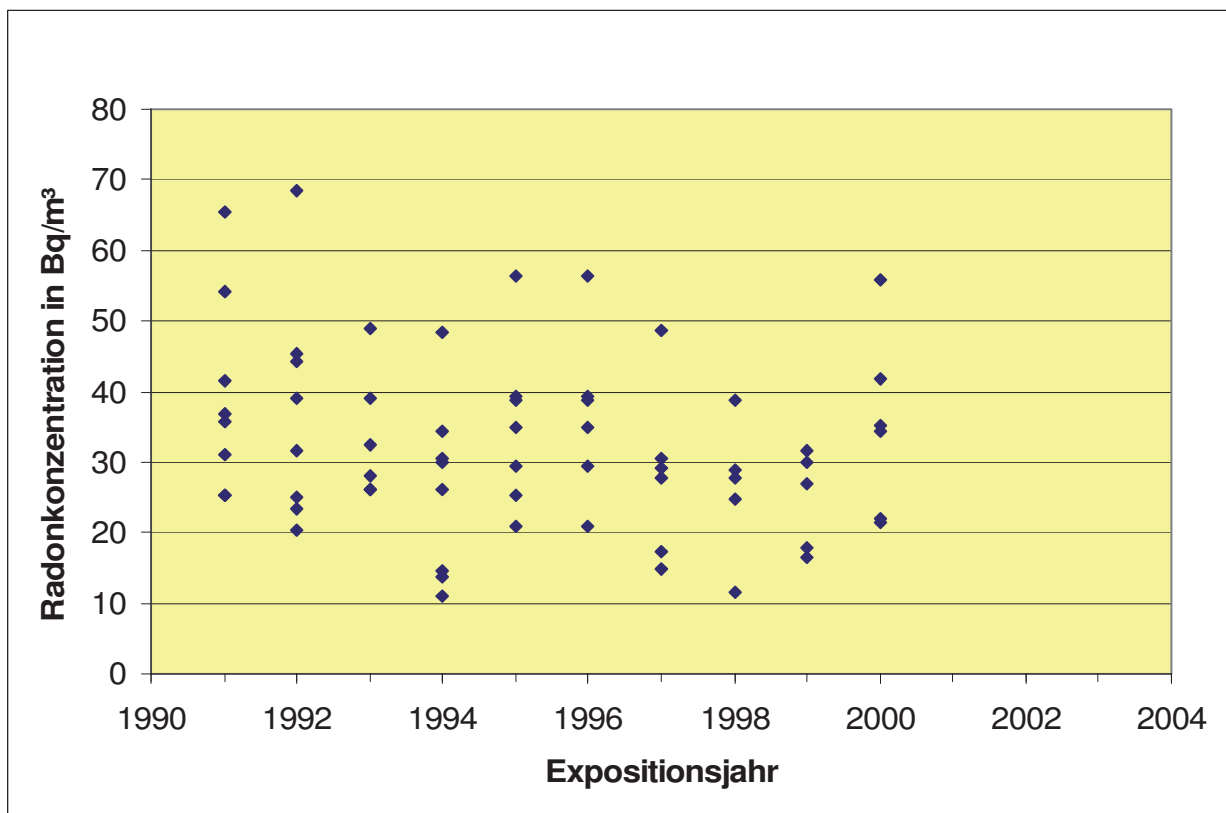


Abbildung 24: Darstellung der im Messgebiet Gottesberg ermittelten Jahreswerte der Radonkonzentration im Freien für den Zeitraum 1991-2000.

Neben den in der Ortlage Morgenröthe-Rautenkranz ermittelten Werten variieren auch die an den Messpunkten in den Ortsteilen Schneckenstein und Gottesberg der Gemeinde Tannenbergsthal gemessenen Radonkonzentrationen in dem Variationsbereich der natürlichen Radonkonzentration. In diesen Gebieten hat der Bergbau demzufolge zu keiner zusätzlichen Radonkonzentration oberhalb des Variationsbereiches der natürlichen Untergrundkonzentration geführt.

Dagegen wird der Variationsbereich der natürlichen Untergrundkonzentration mit Jahreswerten bis etwa 70 Bq/m^3 an einem Messpunkt im Gemeindegebiet Tannenbergsthal überschritten, der am westlichen Rand der Talaue der Kleinen Pyra liegt. Ob es sich dabei um eine auf die natürlichen Gegebenheiten zurückzuführende oder um eine zusätzliche bergbaubedingte Erhöhung der Radonkonzentration handelt, konnte bisher nicht geklärt werden, zumal sich das nächstgelegene Bergbauobjekt in einer Entfernung von etwa 900 m befindet. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass Radon aus diesen im Gebiet Schneckenstein gelegenen bergbaulichen Anlagen (IAA, Halden) verstärkt freigesetzt und analog zu den auch in anderen Messgebieten mit stark strukturiertem Gelände beobachteten Ausbreitungsverhältnissen entlang der engen Talaue des Bodabaches und der Kleinen Pyra talabwärts transportiert wird und so im Freien des Gemeindegebietes Tannenbergsthal erhöhte Radonkonzentrationen verursacht werden. Es können aber auch Ablagerungen von Tailings in der Talaue der Kleinen Pyra zu den erhöhten Konzentrationen beitragen, da nach Zeitzeugenaussagen „aus den industriellen Absetzanlagen (IAA) der ehemali-

gen Uranerzaufbereitungsanlage Schneckenstein während der Produktionsperiode auf Grund von Havarien im Dammbereich der IAA I erhebliche Mengen an Tailings über die Fließgewässer Boda-bach und Kleine Pyra mitgeführt wurden und sich talabwärts an geeigneten Ablagerungsorten in Bächen, Überflutungsgebieten und auch in Teichanlagen sedimentiert und dort zu noch heute nachweisbaren radioaktiven Kontaminationen geführt haben“[18]. In die im Projekt "Altlastenkatas-ter" [17] in diesem Gebiet durchgeführten Untersuchungen waren diese Flächen nicht einbezogen. Angesichts der beobachteten Jahreswerte der Radonkonzentration oberhalb von 50 Bq/m³ werden deshalb zur Klärung der Situation entsprechende Untersuchungen im Rahmen möglicher Sanie-rungsvorhaben an den Wismut-Altstandorten empfohlen.

6 UNTERSUCHUNGEN ZUM BERGBAULICHEN EINFLUSS AUF DIE RADONSITUATION IN SIEDLUNGSGEBIETEN AM BEISPIEL DES MESSGEBIETES JOHANNGEORGENSTADT

6.1 Überblick über die methodischen Untersuchungen

Das Stadtgebiet Johanngeorgenstadt ist gekennzeichnet durch eine große Zahl bergbaulicher Hinterlassenschaften wie Halden, Absetzanlagen, Schächte, Stollen oder Erzverladestellen. Aufgrund der räumlichen Dichte der bergbaulichen Hinterlassenschaften und deren häufige Lage inmitten von Wohngebieten sowie der Vielzahl unterschiedlicher Objektarten sind an diesem Standort die Voraussetzungen gegeben, verschiedene Fragestellungen zur Charakterisierung der Radonsituation in einem Gebiet komplex bearbeiten zu können. Hierzu zählen u.a. methodische Untersuchungen der Radonfreisetzung aus Halden, deren Auswirkung auf die Innenraumluft angrenzender Wohngebäude und zum Einfluss laufender Sanierungen auf den Radonpegel im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt sowie Arbeiten, die sich beispielsweise mit den Auswirkungen neuer Sanierungsstrategien zur Radondämmung auf Halden beschäftigen.

Zur Lösung dieser Fragestellungen, die sowohl für die Bewertung der Radonsituation eines Bergbaugesbietes als auch für die Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen an Bergbauobjekten sowie deren Überprüfung von Bedeutung sind, wurde das Radonfreiluftmessnetz im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt weiterbetrieben und ausgebaut. Es wurden und werden Messprogramme durchgeführt, mit denen Erkenntnisse zur Auswirkung erhöhter Radonfreisetzungen aus Halden auf die Radonexposition in unmittelbar angrenzenden Wohngebieten und über die Auswirkung von Sanierungsmaßnahmen an bergbaulichen Hinterlassenschaften gewonnen werden.

6.2 Freisetzungsverhalten von Halden

Im Zusammenhang mit der Ursachenermittlung erhöhter Radonkonzentrationen in einem an eine Halde angrenzenden Siedlungsgebiet wurde auch das Radonfreisetzungsverhalten der Halde untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in [19] zusammenfassend dargestellt. In diesem Abschnitt soll deshalb nur eine qualitative Diskussion zum Freisetzungsverhalten bei Halden vorgenommen werden, wie sie für das weitere Verständnis und die Interpretation der gemessenen Radonkonzentrationen erforderlich ist.

Die in den letzten Jahren durchgeführten experimentellen und theoretischen Untersuchungen zum Verhalten von Bodenluftströmungen in Halden des Uranbergbaus haben gezeigt, dass aufgrund von Temperaturunterschieden zwischen Haldenkörper (T_H) und Außenluft (T_A) und den daraus resultierenden Druckunterschieden Luftströmungen entstehen können, die die Höhe der Radonex-

halation und ihr räumliches und zeitliches Verteilungsmuster maßgeblich beeinflussen. Das in der Abbildung 25 dargestellte schematische Modell einer Halde soll diese Vorgänge veranschaulichen.

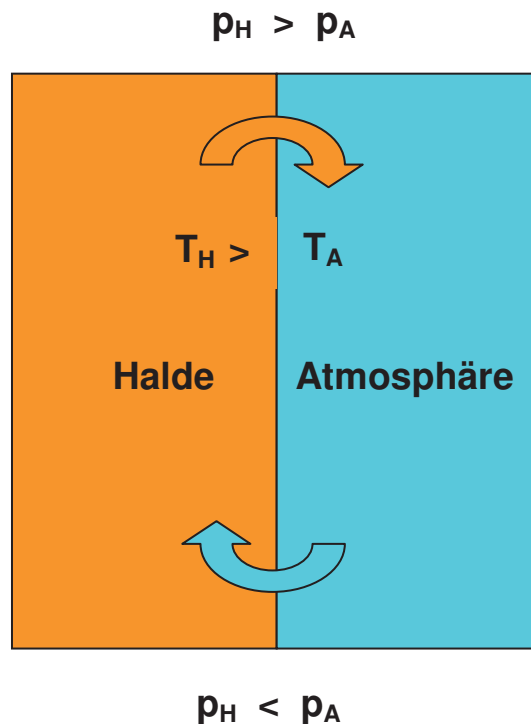


Abbildung 25: Zweikompartimentdarstellung Halde und Atmosphäre für den Fall einer höheren Temperatur im Haldenkörper als in der Atmosphäre (T_H und T_A bzw. p_H und p_A bedeuten Temperatur bzw. Druck im Haldenkörper und in der Atmosphäre)

Da die Temperatur im Innern der Halde etwa konstant 8 bis 10 °C beträgt, können unter winterlichen Bedingungen länger anhaltende Perioden mit $T_H > T_A$ auftreten, die eine Konvektion in Richtung Haldenplateau verursachen ("Kamineffekt") und, wie in Tracergasversuchen beobachtet wurde, in Abhängigkeit vom Haldenaufbau in Teilbereichen auch zu einer Durchströmung vom Haldenfuß zum -plateau mit hohen Konvektionsgeschwindigkeiten führen können. Der bei gegebener Temperaturdifferenz resultierende Druckunterschied zwischen Haldenkörper und Außenluft ist höhenabhängig und führt deshalb zu gegensätzlichem Radonexhalationsverhalten am Haldenfuß und -plateau.

In den Sommermonaten herrschen dagegen umgekehrte Temperaturdifferenzen ($T_H < T_A$), die zu Konvektionen in Richtung Haldenfuß führen. Allerdings verursachen wechselnde Temperaturdifferenzen (kühle Sommernächte) Konvektionen, die nicht wie im Winter über einen längeren Zeitraum in die gleiche Richtung verlaufen, sondern tageszyklische Radonfreisetzungen bewirken. Eine Durchströmung der gesamten Halde ist unter sommerlichen Bedingungen daher weniger wahrscheinlich als im Winter.

6.3 Situation im Ortsteil Steigerdorf als Beispiel bergbaubedingter Erhöhungen der Radonkonzentration und deren Auswirkung auf die Radonexposition

Wie die Abbildung 17 zeigt, führt dort die Radonfreisetzung aus den Objekten häufig auch in nahegelegenen Wohnbebauungen zu teilweise deutlich erhöhten Jahreswerten der Radonkonzentration im Freien oberhalb von 50 Bq/m^3 . Beispielhaft für die im Stadtgebiet Johanngeorgenstadt im Nahbereich von Objekten an mehreren Stellen zu beobachtende bergbaubedingte Erhöhung der Radonfreiluftkonzentration und deren Auswirkung auf die Strahlenexposition der dort lebenden Bevölkerung ist die Situation im Ortsteil Steigerdorf. Dieses locker bebaute Siedlungsgebiet grenzt unmittelbar an einer Halde an (Dammhalde Trockenbecken), die im oberen Bereich Teil des Damms einer industriellen Absetzanlage ist (IAA Trockenbecken). Am Fuß des Haldenkomplexes wurden zu Beginn der 90er Jahre mit 550 Bq/m^3 im langzeitigen Mittel und einer Variationsbreite der Halbjahreswerte zwischen 310 Bq/m^3 im Winter und 1000 Bq/m^3 im Sommer die bis dahin höchsten Konzentrationswerte in dem Gebiet gemessen. Die Ergebnisse der darauf hin zur Ermittlung der Radonausbreitung in der Umgebung dieses Messpunktes vorgenommenen verdichteten Messungen zeigen, dass auch im nahegelegenen Siedlungsgebiet langzeitige Mittelwerte oberhalb des Normalbereiches auftreten. Als Ursache für die erhöhten Radonfreiluftkonzentrationen im Gebiet Steigerdorf konnte mit vertiefenden Untersuchungen eindeutig die flächenhafte Radonfreisetzung aus der Böschung des Komplexes IAA Trockenbecken und Dammhalde Trockenbecken nachgewiesen werden [20].

In der Abbildung 26 sind die Messergebnisse für den Messpunkt dargestellt, der sich auf einem bebauten Grundstück am Fuß der Dammhalde Trockenbecken befindet. Diese ausgewählten Ergebnisse zeigen, dass mit einer Ausnahme für das Jahr 1991 die im Sommerhalbjahr gemessenen Radonkonzentrationen signifikant höher liegen, als die der Wintermonate. Ursache dieser jahreszeitlichen Abhängigkeit der Freisetzung von Radon aus dem Böschungsbereich sind starke konvektive Transportprozesse, die durch die jahreszeitlichen Temperaturunterschiede zwischen Haldenkörper und Umgebungstemperatur verursacht werden [21].

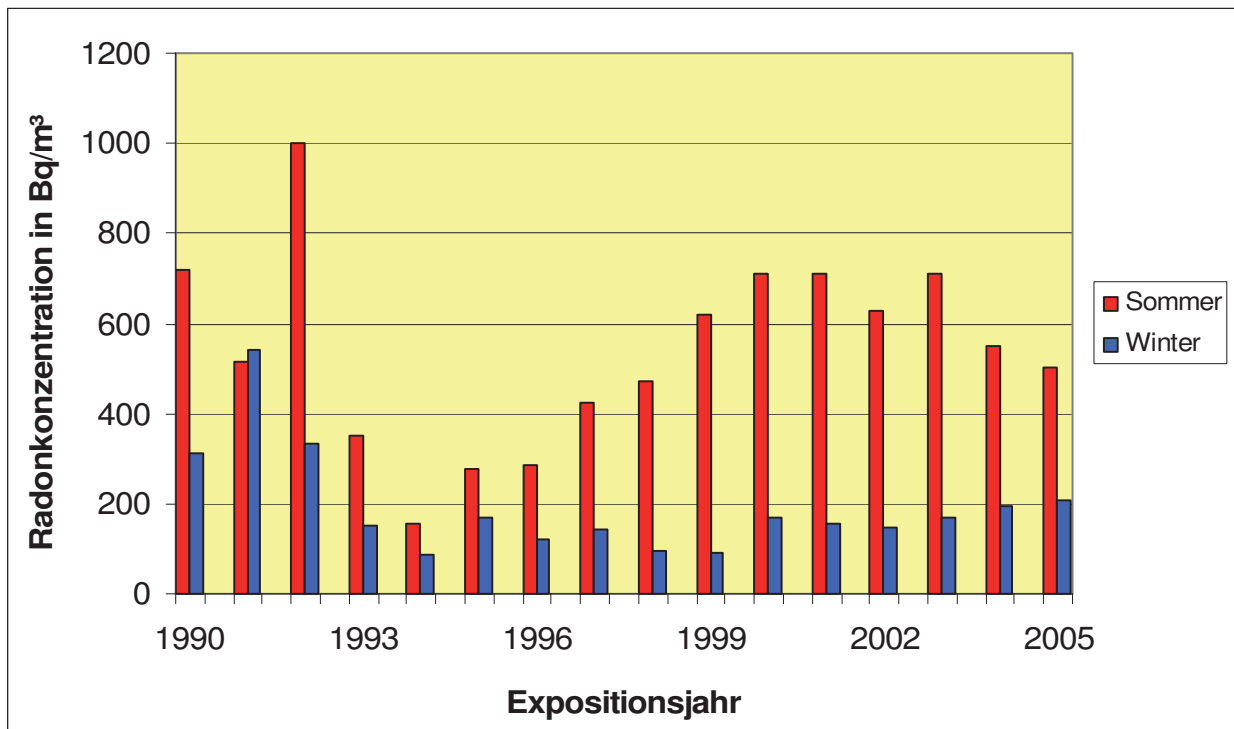
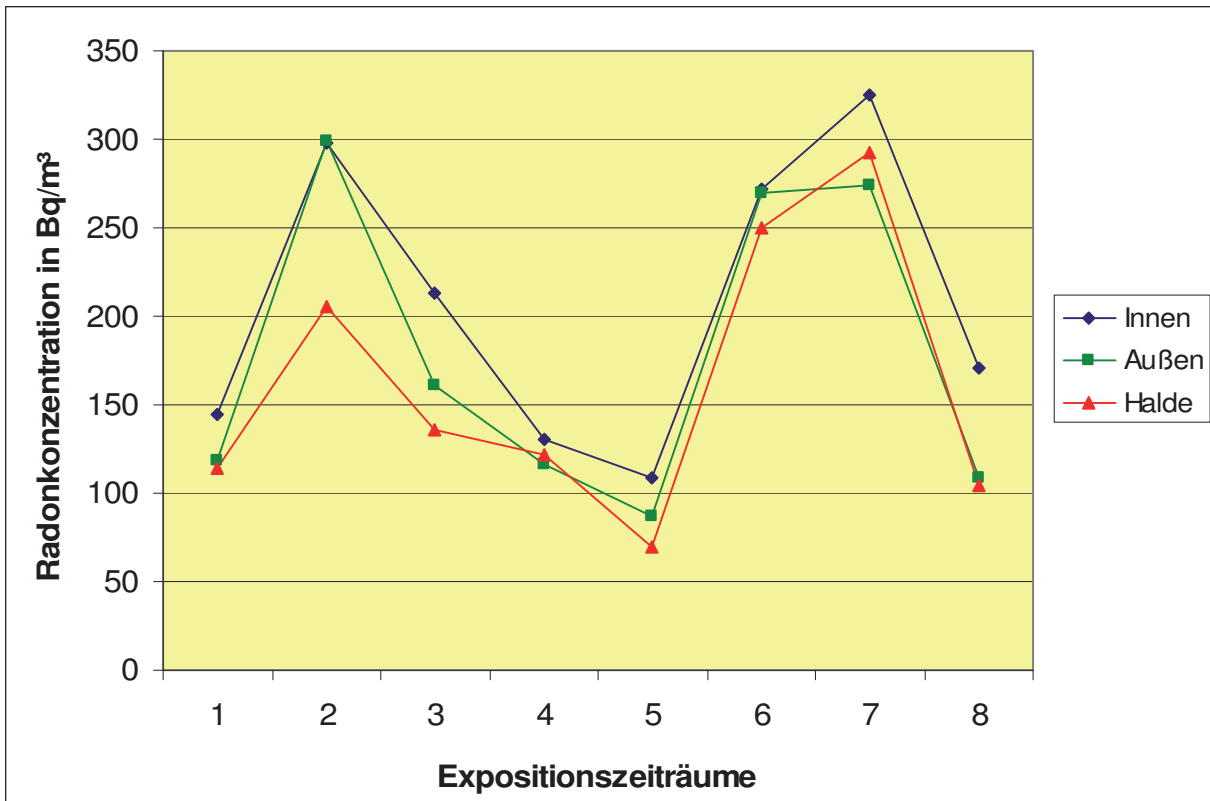


Abbildung 26: Ergebnisse der halbjährlichen Radonmessungen im Freien am Fuß der Dammhalde Trockenbecken in Johannegeorgenstadt, Steigerdorf

Die zwischenzeitliche Abnahme der Radonkonzentration in den Jahren 1994/95 ist auf Verwah-
rungsarbeiten zurückzuführen, die nur der Erhöhung der Standsicherheit der Halde dienten. Dabei
wurde die Haldenböschung um mehrere Meter zurückgesetzt, begradigt, mit 10 bis 15 cm mächt-
igem lehmhaltigem, kulturfähigem Material abgedeckt und begrünt. Bereits ein Jahr nach dieser
Sicherungsmaßnahme ist bis zum Jahr 2000 ein stetiger Anstieg der Radonkonzentrationswerte in
den Sommerhalbjahren festzustellen. Das lässt den Schluss zu, dass die relativ dünne Überde-
ckung nur kurzzeitig zu einer Verringerung der Radonfreisetzung geführt hat.

Die durch die flächenhafte Freisetzung von Radon aus der Haldenböschung bedingten hohen
Konzentrationen in der Freiluft wirken sich direkt auf die Radonkonzentration in den angrenzenden
Wohnhäusern aus. Die Ergebnisse der dort über einen Zeitraum von zwei Jahren im vierteljährli-
chen Rhythmus zur Ermittlung der bergbaubedingten Radonexposition im Freien und in den
Wohngebäuden kontinuierlich durchgeführten Messungen zeigen, dass hohe Radonfreiluftkonzent-
rationen auch in Gebäuden eine deutliche Erhöhung der Innenluftkonzentration verursachen kön-
nen [22]. In der Abbildung 27 sind für ein Gebäude die zeitlichen Verläufe der Radonkonzentration
in der Innenraumluft sowie in der Außenluft in Fensterhöhe unmittelbar am Gebäude dem Verlauf
der im Böschungsbereich der Halde in 1,50 m Höhe gemessenen Radonkonzentrationen gegen-
übergestellt. Das Gebäude ist nicht unterkellert und mit einer 0,50 m starken Betonplatte gegen
den Baugrund abgedichtet.



1	2	3	4	5	6	7	8
06.03.01	28.05.01	28.08.01	13.11.01	20.02.02	06.05.02	30.07.02	16.10.02
28.05.01	28.08.01	13.11.01	20.02.02	06.05.02	30.07.02	16.10.02	15.04.03

Abbildung 27: Gegenüberstellung der zeitlichen Verläufe der Radonkonzentration in der Freiluft im Böschungsbereich der Halde und unmittelbar am Gebäude sowie in der Innenraumluft eines am Fuß der Halde befindlichen Wohngebäudes

Die Abbildung zeigt, dass das zeitliche Verhalten und die Höhe der Radonkonzentration sowohl in der Innenraumluft des Gebäudes als auch in der Außenluft unmittelbar am Gebäude und im Böschungsbereich der Halde nahezu identisch sind. Der Konzentrationsunterschied im zweiten Expositionszeitraum ist mit einem zusätzlichen Radonbeitrag aus einer nahe zum Gebäude gelegenen offenen Fassung der Haldensickerwässer zu begründen. Sowohl in der Außenluft als auch abweichend von den üblichen zeitlichen Verläufen der Radonkonzentration in Gebäuden in der Innenraumluft des Gebäudes wird hier das Konzentrationsmaximum im Sommer erreicht. Damit spiegelt sich das auf konvektive Prozesse beruhende Freisetzungverhalten der Halde in der Innenraumluft des Gebäudes wider. Daraus ist abzuleiten, dass in vergleichbaren Situationen auch in anderen Bergbaugebieten die Radonkonzentration in einem Gebäude in starkem Maße durch eine erhöhte Radonfreisetzung aus einer Halde beeinflusst werden kann; in dem hier diskutierten Fall wird sie fast ausschließlich durch die Außenluft bestimmt.

Die Situation im Steigerdorf stellt für das Stadtgebiet Johannegeorgenstadt kein singuläres Problem dar. An einigen Messpunkten, die ab 1999 auf Grund der bei den Untersuchungen im Steigerdorf

gewonnenen Ergebnisse im Bereich weiterer radiologisch relevanter Objekte neu eingerichtet worden sind, wurden ebenfalls Konzentrationswerte deutlich oberhalb von 50 Bq/m^3 ermittelt.

6.4 Beispiele besonderer Emissionssituationen

In den meisten Fällen zeigen die im Bereich dieser Objekte gemessenen Radonkonzentrationen die für Halden typischen auf konvektive Transportvorgänge im Haldenkörper zurückzuführende ausgeprägte Jahresgänge mit hohen Werten in den Sommermonaten und niedrigen in den Wintermonaten am Haldenfuß und umgekehrt [21]. In der Regel verursacht dieses Freisetzungsverhalten in am Haldenfuß oder Haldenplateau angrenzenden Siedlungsgebieten dementsprechend auch die höheren Expositionen in der jeweiligen Jahreszeit. An einigen Messpunkten in Siedlungsgebieten zeigen die Radonkonzentrationen jedoch keine eindeutigen jahreszeitlichen Unterschiede. Dies kann beispielsweise der Fall sein, wenn zwei terrassenförmig angeordnete, hanggeschützte Halden durch ein Siedlungsgebiet getrennt werden. Stellvertretend für eine derartige Expositionssituation ist in der Abbildung 28 die Situation im Siedlungsgebiet Heimberg / Külliggutstraße schematisch dargestellt.

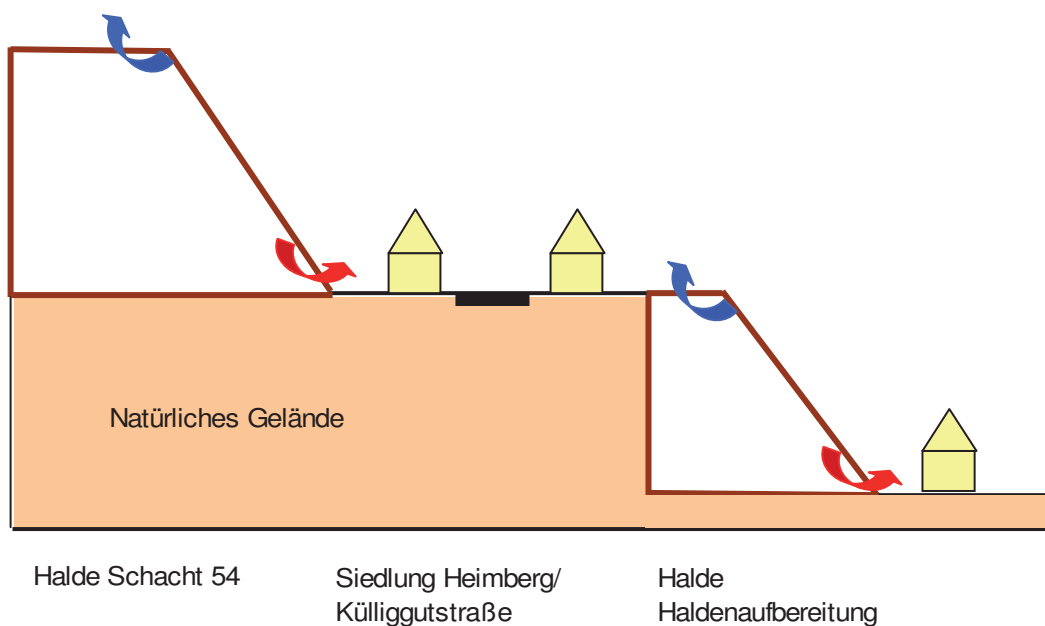


Abbildung 28: Schematische Darstellung der Expositionssituation im Siedlungsgebiet Heimberg/Külliggutstraße, dargestellt sind nur die aus der Halde ausziehenden Luftströme: im Sommer am Haldenfuß (roter Pfeil) und im Winter am Haldenplateau (blauer Pfeil)

In der schematischen Abbildung sind nur die aus der Halde ausziehenden Luftströme dargestellt. Beide Halden zeigen das typische Verhalten mit erhöhter Radonfreisetzung am Haldenfuß im Sommer (roter Pfeil) und im Winter am Haldenplateau (blauer Pfeil). Dadurch wird die Radonkonzentration im Freien des Siedlungsgebietes Heimberg/Külliggutstraße im Sommer hauptsächlich durch die Radonfreisetzung am Fuß der Halde Schacht 54 und im Winter durch die Radonfreisetzung am Plateau der Halde Haldenaufbereitung bestimmt. Das führt in dem Gebiet sowohl in den Sommer- als auch in den Wintermonaten zu Radonkonzentrationen oberhalb von 50 Bq/m^3 . Die

Situation in der Siedlung Heimberg/Külliggutstraße macht deutlich, dass die Bewertung der Radonkonzentration in einem stark strukturiertem Gelände, in dem ein intensiver Bergbau umgegangen ist und der in Siedlungsgebieten auf engem Raum eine Vielzahl an bergbaulichen Objekten hinterlassen hat, eine komplexe Betrachtung der Gesamtsituation erfordert. Dies verlangt im Rahmen der Vorbereitung von Sanierungsentscheidungen auch einen dementsprechend großen Untersuchungsumfang.

Bei einigen Halden sind allerdings vom typischen Freisetzungverhalten abweichende Jahresgänge zu beobachten. Sowohl bei der Schaarschachthalde als auch der Halde Schacht 60 schwingen die auf dem Haldenplateau und am Haldenfuß gemessenen Radonkonzentrationen im gleichlaufenden Takt: Hohen Werten in den Wintermonaten stehen Werte auf vergleichbar niedrigem Niveau in den Sommermonaten gegenüber. Ursache für das abweichende Freisetzungverhalten am Haldenfuß ist offensichtlich die unmittelbare Verbindung zwischen dem Haldenkörper und dem Grubengebäude bzw. einer unzureichend verwahrten Schachanlage, so dass die Radonfreisetzung bei beiden Halden durch den Temperaturunterschied und den sich daraus ergebenden Druckunterschied zwischen dem System Grubengebäude/Halde und der Außenluft bestimmt wird. Letztendlich folgt die Radonfreisetzung aus diesen Halden der natürlichen Be- und Entwetterung des Grubengebäudes bzw. der Schachanlage. Dieses durch ein Grubengebäude beeinflusste Freisetzungverhalten ist bei Halden sicherlich die Ausnahme, sollte aber bei der Durchführung von Radonmessungen zur Expositionsabschätzung oder zur Vorbereitung von Sanierungsmaßnahmen beachtet werden.

Beispielhaft ist in der Abbildung 29 der jahreszeitliche Verlauf der Radonkonzentration an den auf dem Plateau und am Fuß der Halde Schacht 60 eingerichteten Messpunkten dargestellt.

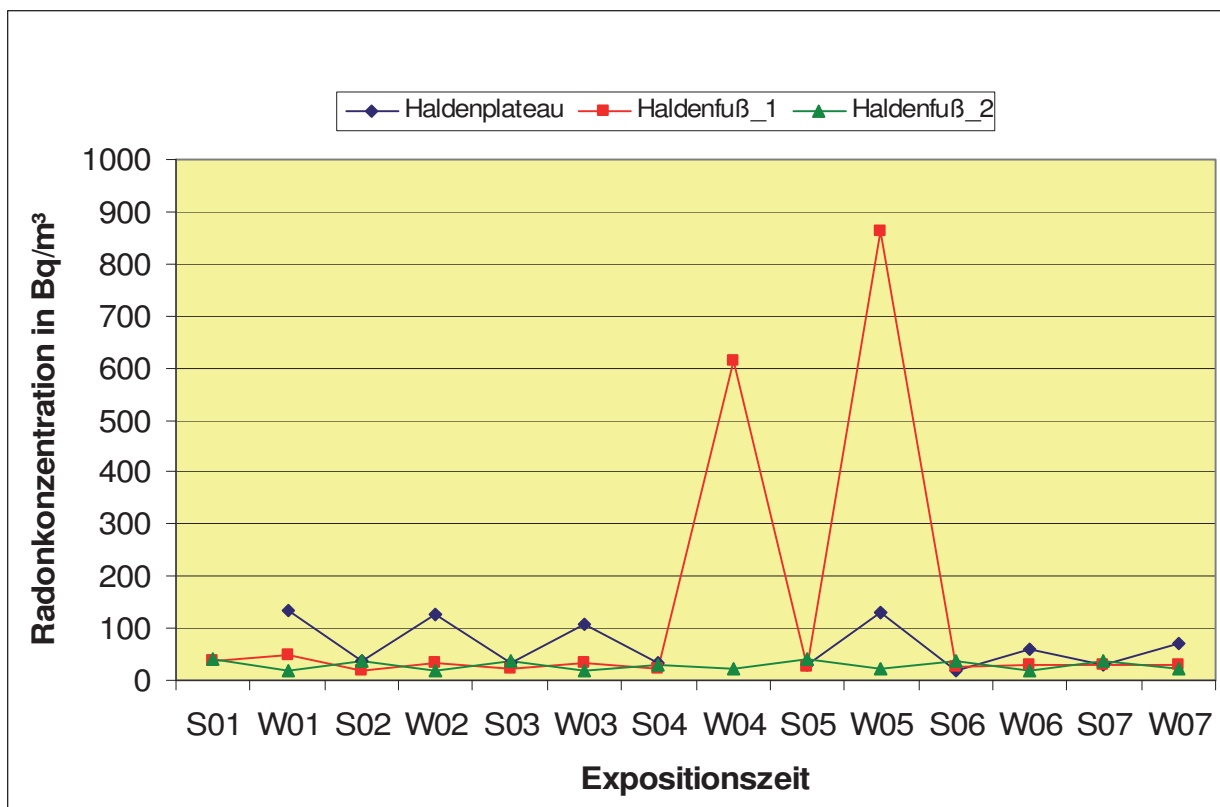


Abbildung 29: Jahreszeitlicher Verlauf der Radonkonzentration auf dem Plateau und am Fuß der Halde Schacht 60 in Johanngeorgenstadt (S01 = Sommerhalbjahr 2001, W01 = Winterhalbjahr 2001 usw.)

Am Haldenplateau zeigen die Radonkonzentrationen den für Halden bekannten Ablauf mit gegenüber den Sommerwerten deutlich höheren Werten in den Wintermonaten. Dabei liegen die Werte in allen Jahren zu den verschiedenen Jahreszeiten in annähernd gleicher Höhe, wobei die im Sommer gemessenen Radonkonzentrationen dem abgeleiteten natürlichen Niveau des Messgebietes entsprechen. Am Messpunkt „Haldenfuß_1“ verhalten sich die Radonkonzentrationen entgegen dem typischen Freisetzungsverhalten in gleicher Weise, nur sind bis zum Jahr 2003 die Unterschiede zwischen den im Winter und Sommer gemessenen Werten nicht so ausgeprägt. Aus radiologischer Sicht war die Halde hinsichtlich der Exposition durch Radon von geringer Bedeutung. Das ändert sich für einen Zeitraum von zwei Jahren ab dem Winter 2004 mit einem deutlichen Anstieg der Radonkonzentration am Messpunkt „Haldenfuß_1“ um mehr als eine Größenordnung und deutlich über den im Plateaubereich gemessenen Werten. Im Sommer liegen die Konzentrationen wie auf dem Haldenplateau im abgeleiteten Variationsbereich des natürlichen Untergrundes des Messgebietes. Da am Haldenkörper keine Veränderungen vorgenommen wurden, könnten als Ursache für diese Entwicklung nur die in diesem Zeitraum durchgeführten Sanierungsarbeiten im Grubengebäude in Frage kommen, durch die sich in diesem möglicherweise die Druckverhältnisse geändert haben könnten und zusätzlich zur Radonfreisetzung aus der Halde Abluft in größeren Mengen aus dem Grubengebäude mit hohen Radonkonzentrationen freigesetzt wird. Diese tritt vorzugsweise am Haldenfuß aus, da dort durch die Klassierung bei der Haldenschüttung die groberen Körnungen abgelagert und durch die dabei entstandenen größeren Hohl-

räume bessere Wegsamkeiten geschaffen wurden. An dem am Fuß auf der gegenüberliegenden Haldenseite eingerichteten Messpunkt „Haldenfuß_2“ ist diese Entwicklung dagegen nicht zu beobachten. Die dort gemessenen Konzentrationen zeigen den für Halden typischen Verlauf. Dieses gegensätzliche Verhalten spricht ebenfalls dafür, dass die Radonkonzentration im Bereich des Messpunktes „Haldenfuß_1“ durch eine Verbindung mit dem Grubengebäude beeinflusst wird. Zusammenfassend kann aus den Ergebnissen der Messungen im Freien abgeleitet werden, dass bei einer Sanierung untertägiger Grubenbaue deren mögliche Auswirkung auf übertägige Bereiche beachtet werden muss.

6.5 Auswirkung der in Johannegeorgenstadt ab 2001 begonnenen Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH auf die Radonsituation im Umfeld der Objekte

Die im letzten Abschnitt geschilderte Beeinflussung der Radonkonzentration im Freien durch untertägige Grubenbaue wurden von der Wismut GmbH auch bei der Sanierung der Halde Schaar-schacht beobachtet [23]. Auch bei dieser Halde traten die höheren Radonkonzentrationen sowohl auf dem Plateau als auch am Fuß mit deutlich höheren Werten am Haldenfuß in den Wintermonaten auf. In den Sommermonaten erreichten die Werte nur auf dem Haldenplateau in etwa das Niveau des natürlichen Untergrundes, am Haldenfuß wurden etwa um den Faktor zwei höhere Konzentrationen gemessen. Auf Grund der sich daraus ergebenden Exposition für die Bewohner der unmittelbar an die Halde angrenzenden Wohngrundstücke wurde die Halde 2001 in das Projekt „Sanierung der prioritären Objekte des ehemaligen Uranerzbergbaus in Johannegeorgenstadt und Breitenbrunn“ aufgenommen. Während der 2003 durchgeführten Sanierungsarbeiten wurden unbekannte umfangreiche Reste der ehemaligen aufgesattelten und nach oben offenen Schachttanlage mit merklichen Wetterbewegungen und untertägige unverwahrte Hohlräume angetroffen. Der Bereich des Haldenfußes wies gröbere Kornstrukturen und damit größere Hohlräume als die höhergelegenen Haldenbereiche auf. Diese Konstellation wurde als Ursache für das Radonfreisetzungsverhalten im Bereich dieser Halde und die hohen Radonexpositionen in deren Umfeld erkannt. Im Rahmen der Sanierung wurde die Halde vollständig abgetragen, die Grubenbaue bergschadenkundlich sicher verwahrt und die ehemalige Haldenaufstandsfläche wieder nutzbar gemacht. Das Ergebnis dieser Sanierungsmaßnahme zeigt die in der Abbildung 30 dargestellte Entwicklung der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration im Bereich des Haldenplateaus (ab 2004 Haldenaufstandsfläche) und in einem unmittelbar am ehemaligem Haldenfuß angrenzenden Wohngrundstück.

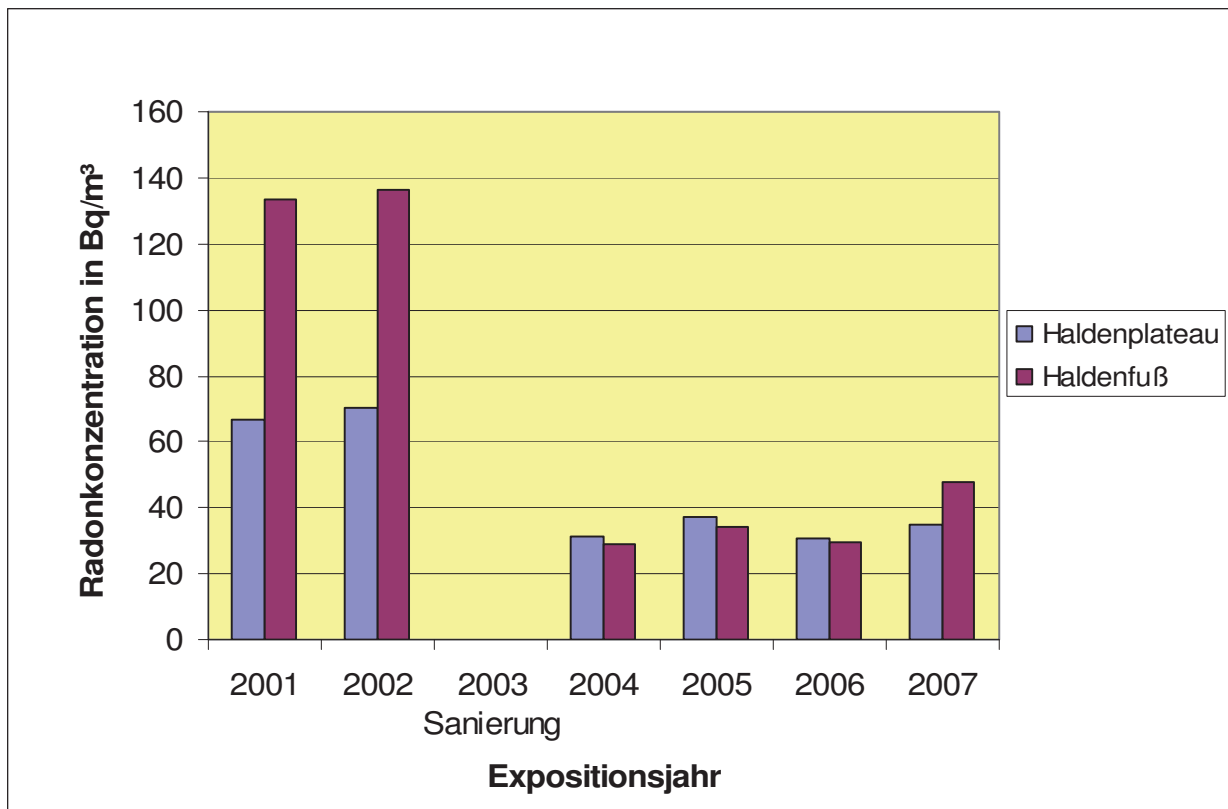


Abbildung 30: Jahreswerte der Radonkonzentration auf dem Plateau (ab 2004 Haldenaufstandsfläche) und im Siedlungsgebiet am Fuß der Halde Schaarschacht in Johanngeorgenstadt vor und nach der 2003 durchgeführten Sanierung

Die Entwicklung der Jahreswerte der Radonkonzentration dokumentiert den Erfolg der Sanierungsmaßnahme. Lagen die Jahreswerte vor der Sanierung bei etwa 70 Bq/m³ im Bereich des Haldenplateaus und bis etwa 140 Bq/m³ im angrenzenden Wohnbereich am Haldenfuß, so ergibt sich für das Gebiet nach der Sanierung in den Jahren 2004 bis 2006 mit etwa 30 Bq/m³ eine mittlere Radonkonzentration im Bereich des Konzentrationsniveaus des natürlichen Untergrundes. Der für 2007 zu beobachtende leichte Anstieg der Radonkonzentration am Haldenfuß ist möglicherweise auf Sanierungsarbeiten im Grubengebäude zurückzuführen (s. Abschnitt 6.4).

Zu einem vergleichbaren Erfolg scheint auch die im Herbst 2005 abgeschlossene Sanierung an der Ostböschung der Zentralschachthalde geführt zu haben. Diese Halde zeigt das typische, auf konvektiven Transportprozessen beruhende Freisetzungsverhalten mit hohen Radonkonzentrationen am Haldenfuß und niedrigen Werten auf dem Plateau in den Sommermonaten und umgekehrt in den Wintermonaten und verursachte in den angrenzenden Wohngrundstücken Jahreswerte der Radonkonzentration bis etwa 160 Bq/m³ (Sommerwerte bis zu etwa 300 Bq/m³). Um diese Prozesse am Haldenfuß zu unterbinden, entschloss sich die Wismut GmbH zu einer von der üblichen Sanierungslösung bei Halden des Uranerzbergbaus abweichenden neuartigen Teilflächensanierung, bei der nur die Böschung am Haldenfuß im Bereich der Wohngrundstücke in Verbindung mit einem Dichtungssporn bis auf den unverwitterten geogenen Untergrund in einer Breite von etwa 30 m bis 100 m mit einer anspruchsvollen Abdeckung versehen wurde [24]. Nach Beendigung der

Sanierungsarbeiten lagen im Sommer 2006 bei allen auf den Grundstücken befindlichen Messpunkten die Radonkonzentrationen nur noch bei etwa 30 Bq/m³.

7 ZUR BEWERTUNG DER RADONKONZENTRATION IM FREIEN

7.1 Aktueller Stand

Für die radiologische Bewertung der gemessenen Radonkonzentrationen im Freien existieren in Deutschland aus historischen Gründen zwei Ansätze nebeneinander:

- Aus dem Jahr 1995 die Empfehlung der Strahlenschutzkommission "Grundsätze zur Bewertung der Strahlenexposition infolge von Radon-Emissionen aus bergbaulichen Hinterlassenschaften in den Uranerzbergbaugebieten Sachsens und Thüringens" [25] sowie die
- Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen Bergbau: Teil Radon) aus dem Jahr 1999 [6] bzw. in der aktualisierten Fassung von 2009 [26].

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau (im Folgenden kurz BglBb) und die Empfehlungen der Strahlenschutzkommission (im Folgenden kurz SSK-Empfehlung) betrachten bergbauliche Hinterlassenschaften als Quellen erhöhter Radonfreisetzungen und basieren auf berechneten und gemessenen Radonkonzentrationen im Freien. Ein wesentlicher Unterschied zwischen beiden Vorgehensweisen besteht darin, dass nach BglBb eine jährliche effektive Dosis aus der Radonexposition zu berechnen und zu den Dosisbeiträgen aller anderen relevanten Expositionspfade zu addieren ist. Für Entscheidungen über die Notwendigkeit einer Sanierung für Anlagen und Hinterlassenschaften in der Zuständigkeit der Wismut GmbH gilt als Kriterium eine jährliche effektive Dosis von 1 mSv. Diese Vorgehensweise sollte aus hiesiger Sicht auch bei der Bewertung sonstiger bergbaulicher Altlasten angewendet werden. Zur Vereinfachung werden in den BglBb Ausschlusskriterien angegeben, bei deren Verletzung erst von einer radiologischen Relevanz des Radonpfades ausgegangen werden muss: Liegen Messwerte der langzeitigen Radonkonzentration im Freien unterhalb von 15 Bq/m³ (in der ersten Fassung der BglBb von 1999 wird noch ein Wert von 25 Bq/m³ genannt) oder ist eine berechnete bergbaubedingte Radonkonzentration im Freien kleiner als 5 Bq/m³, so können Radonexpositionen bei der Ermittlung der Strahlenexposition unberücksichtigt bleiben.

Für die Ableitung des Ausschlusskriteriums von 15 Bq/m^3 wird von einem allgemeinen mittleren Untergrundwert von 10 Bq/m^3 ausgegangen² und bergbaubedingte Zusatzkonzentrationen bis 5 Bq/m^3 als radiologisch nicht relevant angesehen (eine Radonkonzentration im Freien von 5 Bq/m^3 ergibt unter Verwendung des Dosiskonversionskoeffizienten der ICRP 65 [27] von $6,1 \cdot 10^{-9} \text{ Sv m}^3 \text{ Bq}^{-1} \text{ h}^{-1}$ im Wohngebäude eine effektive Dosis von ca. $0,1 \text{ mSv/a}$). Hierzu ist anzumerken, dass die bergbaubedingte Zusatzkonzentration von 5 Bq/m^3 vor allem als Ausschlusskriterium bei Modellierungen zur Abschätzung der Radon- bzw. Strahlenexposition dient, da eine Evaluierung dieses Wertes durch Messungen aufgrund räumlicher und zeitlicher Schwankungen des natürlichen Untergrundes sowie von Messunsicherheiten praktisch kaum möglich ist. So liegen beispielsweise die Erkennungsgrenzen für bergbaubedingte Radonkonzentrationen des in diesem Bericht geschilderten Messverfahren des BfS in den meisten Messgebieten zwischen 5 und 10 Bq/m^3 , s. Tabelle 7.

In der SSK-Empfehlung erfolgt dagegen die Bewertung gemessener Radonkonzentrationen getrennt von anderen Expositionspfaden und basiert auf einen Vergleich der Messwerte der Radonkonzentration im Freien in Wohngebieten mit dem natürlichen Konzentrationsniveau (Normalbereich). Von der SSK wird ein Richtwert von 80 Bq/m^3 empfohlen, der den oberen Bereich der Radonkonzentration markiert, der auch natürlicherweise, also ohne bergbaulichen Einfluss vorkommt. Wird dieser Richtwert langfristig überschritten, ist zu prüfen, ob diese Erhöhung gegenüber dem Normalbereich durch eine bergbauliche Hinterlassenschaft verursacht sein kann. Überschreitet dabei der durch die bergbauliche Hinterlassenschaft verursachte Anteil der Radonkonzentration im Freien langfristig einen Wert von 50 Bq/m^3 , sollte die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen geprüft werden.

Für beide Bewertungsverfahren gilt, dass bei langzeitiger Überschreitung von Eingreifwerten der Radonkonzentration im Freien (Richtwert von 80 Bq/m^3 nach SSK-Empfehlung und Ausschlusskriterien von 15 Bq/m^3 bzw. 5 Bq/m^3 nach BglBb) weitere Untersuchungen zur Bestimmung der bergbaubedingten Radonkonzentration erforderlich sind. Die zusätzlichen Untersuchungen können sowohl Messungen der Radonemission und -immission und/oder Modellierungen der Radonfreisetzung und des atmosphärischen Transportes umfassen. Hierzu ist anzumerken, dass für den Nahbereich eines Bergbauobjektes nur Messungen der Radonkonzentration und ggf. der Radonexhalation zuverlässige Aussagen zur bergbaubedingten Radonkonzentration erlauben, da Berechnungen der Radonimmission im Nahbereich beispielsweise einer Halde aufgrund möglicher lokal stark variierender Radonfreisetzungen mit großen Unsicherheiten behaftet sind.

Die Anwendung beider Bewertungsverfahren kann aufgrund voneinander abweichender Bewertungsmaßstäbe zu unterschiedlichem Untersuchungsaufwand und zu verschiedenen Ergebnissen

² In der ersten Fassung der BglBb [6] wurde zur Ableitung des Ausschlusskriteriums von 25 Bq/m^3 ein allgemeiner mittlerer Untergrundwert von 20 Bq/m^3 zugrunde gelegt.

führen. Zwar haben die SSK-Empfehlungen sich z.B. bei den Bewertungen im Rahmen des Projektes Altlastenkataster als sehr praktikabel erwiesen haben, da durch Messungen eine Überschreitung des Richtwertes von 80 Bq/m^3 leicht nachgewiesen werden kann. Jedoch haben die vom BMU herausgegebenen BglBb und der damit verbundene Bewertungsansatz sich inzwischen zum Standard auch außerhalb der Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften entwickelt. Im nächsten Abschnitt werden auf der Basis der erzielten Untersuchungsergebnisse zur Radonkonzentration im Freien in Bergbaugebieten Empfehlungen für eine einheitliche Bewertung der Radonexposition gegeben.

7.2 Empfehlungen zur Bewertung der Radonexposition

Atmosphärische Radonemissionen aus bergbaulichen Hinterlassenschaften werden nach gängiger Praxis im Rahmen einer Abschätzung der gesamten Strahlenexposition dosimetrisch bewertet. Die radiologische Bewertung des "Radonpfades" erfolgt auf der Grundlage der BglBb. Im Folgenden werden die auf den in diesem Bericht vorgestellten Untersuchungsergebnissen basierenden Modifizierungen der ersten Fassung der BglBb aus dem Jahre 1999 erläutert.

Eine realistische radiologische Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften kann am sichersten auf der Basis von Immissionsmessungen erfolgen, für die sich allerdings das Problem ergibt, dass die gemessene Radonkonzentration aus einem natürlichen und einem anthropogenen Anteil zusammengesetzt ist, bei der radiologischen Bewertung aber ausschließlich der anthropogene, bergbaubedingte Anteil zu berücksichtigen ist. Bei der Ermittlung der bergbaubedingten Strahlenexposition aus Messwerten ist daher die natürliche Radonkonzentration abzuziehen. Die BglBb bietet dazu aus praktischen Gründen ein mehrstufiges Verfahren an, das schrittweise zu realistischeren Dosen führt: Im ersten Schritt kann die Dosis vereinfachend ohne Abzug des natürlichen Untergrundes berechnet werden, gegebenenfalls kann ein allgemeiner Wert der natürlichen Umweltradioaktivität abgezogen werden. In der ersten Fassung der BglBb wird ein allgemeiner Wert von 20 Bq/m^3 genannt. Überschreitet die nach der Subtraktion allgemeiner Untergrundwerte bestimmte Dosis ebenfalls den Richtwert, sind im Einvernehmen mit der zuständigen Behörde standortspezifische Untergrundwerte zu bestimmen, die dazu gegebenenfalls noch ermittelt werden müssen.

Grundsätzlich ist wegen des bei der Bewertung existierender Situationen erforderlichen Realismus bei der Ableitung von Untergrundwerten zu beachten, dass diese weder zu einer systematischen Überschätzung noch zu einer systematischen Unterschätzung der Exposition führen sollten, vgl. Abschnitt 4.3.4. Im Falle des allgemeinen Untergrundwertes ist es sachgerecht, diese Forderung auf die Messgebiete mit den geringsten mittleren Werten der Radon-Untergrundkonzentration anzuwenden. Unter diesem Gesichtspunkt und nach den im Abschnitt 4.3.1 diskutierten Ergebnissen ist der in der ersten Fassung der BglBb genannte allgemeine Untergrundwert von 20 Bq/m^3 als zu hoch zu bewerten. Er ist in der aktualisierten Fassung der BglBb durch einen Wert von 10 Bq/m^3

ersetzt worden. Dieser Wert kann als untere Schranke der in Tabelle 5 dargestellten Medianwerte der natürlichen Radonkonzentration der Messgebiete ($12 - 29 \text{ Bq/m}^3$) angesehen werden. Er stimmt im übrigen mit dem für ganz Deutschland ermittelten mittleren Wert der Radonkonzentration überein. Bei Wahl dieses Wertes ist sichergestellt, dass entsprechend der Logik der BglBb bei dem schrittweisen Vorgehen mit zunehmend realistischer Expositionsabschätzung der allgemeine Untergrundwert kleiner als ein beliebiger regionalspezifischer Wert ist.

Für konkrete Fragestellungen, wie beispielsweise Sanierungsentscheidungen zur Reduzierung von Radonfreisetzungen aus Halden oder Überprüfung des Sanierungserfolges von Radondämmmaßnahmen, sind nach Möglichkeit standortspezifisch ermittelte Radonkonzentrationen des natürlichen Untergrundes zugrunde zulegen. Die in der Tabelle 5 genannten Medianwerte des natürlichen Untergrundes sind für solche Fragestellungen weniger geeignet, da sie Erwartungswerte für das gesamte Messgebiet darstellen. Eine Anwendung dieser Werte für abschließende Bewertungen konkreter Standorte, insbesondere bei Entscheidung über die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Reduzierung von Expositionen, kann zu Fehlinterpretationen führen, da die Untergrundwerte, wie in Abschnitt 4 beschrieben, auch innerhalb der Messgebiete mehr oder weniger stark räumlich und zeitlich variieren können.

Durch die Anwendung des allgemeinen Wertes der natürlichen Radonkonzentration von 10 Bq/m^3 ergibt sich - zuzüglich des nach BglBb radiologisch vernachlässigbaren bergbaubedingten Beitrages von 5 Bq/m^3 - ein Ausschlusskriterium³ für Bruttomesswerte der Radonkonzentration von 15 Bq/m^3 . Aus Abbildung 3 lässt sich entnehmen, dass ca. 50 % aller Jahreswerte unterhalb dieses Wertes liegen, also von weiteren radiologischen Betrachtungen ausgeschlossen werden können. Bei Verwendung der messgebietsspezifischen Medianwerte der Untergrundkonzentration anstelle des allgemeinen Wertes von 10 Bq/m^3 lassen sich auch noch entsprechend höhere, gebietsspezifische Ausschlusskriterien der Brutto-Radonkonzentration definieren, die je nach Messgebiet von 17 bis 34 Bq/m^3 reichen.

Zu dem genannten Ausschlusskriterium in Höhe von 5 Bq/m^3 ist anzumerken, dass es in die BglBb primär eingeführt wurde, um bei der *Modellierung* der Radonfreisetzung und atmosphärischen Ausbreitung den Aufwand zu begrenzen, indem nur wirklich dosisrelevante Radonemittenten berücksichtigt werden, ohne dabei jedoch die tatsächliche Radonexposition nennenswert zu unterschätzen. Bei Aufenthalt in einem Gebäude und Annahme eines Gleichgewichtsfaktors von 0,4 entsprechen 5 Bq/m^3 einer effektiven Dosis von etwa $0,1 \text{ mSv/a}$. Diese Dosis ist klein gegenüber dem Bewertungsmaßstab von 1 mSv/a .

³ Nach Berechnungsgrundlagen Bergbau gelten Orte mit mittlerer, jährlicher bergbaubedingter Radon-222-Konzentration bis 5 Bq/m^3 nicht als Einwirkungsstellen (Ausschlusskriterium).

Das Ausschlusskriterium ist in den BglBb aber nicht auf die modellmäßige Ermittlung der Radonkonzentration beschränkt, es darf vielmehr auch auf Messwerte angewendet werden. Wie aus Tabelle 7 hervorgeht, liegen die gebietsspezifischen Erkennungsgrenzen für einen bergbaubedingten Beitrag zur Freiluft-Radonkonzentration zwischen 5 und 16 Bq/m³. Der untere Wert, dessen was unter Berücksichtigung der räumlich/zeitlichen Schwankungen der Untergrundkonzentrationen und der Messunsicherheiten zur Vermeidung fehlerhafter Einschätzungen in den Messgebieten als bergbaubedingter Anteil eines Messresultates anerkannt wird, fällt somit zusammen mit dem in den BglBb festgelegten Ausschlusskriterium. Der Fall, dass messtechnisch nachgewiesene bergbaubedingte Beiträge zur Radonkonzentration aus formalen Gründen ausgeschlossen werden, tritt mithin nicht auf.

Andererseits muss aber hingenommen werden, dass unter den gegebenen Voraussetzungen mit dem hier beschriebenen Messverfahren bergbaubedingte Strahlenexpositionen durch Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten, je nach Messgebiet, von 0,1 mSv/a bis 0,3 mSv/a als solche nicht erkannt werden. Der obere Wert ist für die Messgebiete Dittrichshütte, Gottesberg und Lengsfeld/Granitgebiete anzunehmen. In den meisten Messgebieten liegen die Erkennungsgrenzen aber unterhalb von 10 Bq/m³, so dass in diesen Fällen nur bergbaubedingte Radondosen bis maximal 0,2 mSv/a nicht "erkannt" werden. Dieser Sachverhalt ist bei der Bewertung entsprechender Situationen zu berücksichtigen.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der über mehrere Jahrhunderte in den neuen Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen umgegangene Bergbau hat nicht nur das Landschaftsbild dieser Regionen durch Halden und industrielle Absetzanlagen nachhaltig geprägt, sondern kann auch aufgrund der erhöhten Gehalte natürlicher Radionuklide in dem dort abgeworfenen Material die natürliche Strahlensituation in diesen Gebieten wesentlich verändert haben. Insbesondere die Halden des Alt- und Uranbergbaus können wegen ihres hohen Radonfreisetzungspotentials und der Nähe zu Wohnbebauungen häufig nennenswerte Strahlenexpositionen durch Radon verursachen. Lokal können auch Abwetterschächte sowie andere Tagesöffnungen, die der Ableitung der Grubenwetter dienen, das natürliche Niveau der Radonkonzentration im Freien beeinflussen.

Seit Beginn der 90er Jahre wurden vom BfS Radonfreiluftmessnetze in den Bergbauregionen Sachsens, Thüringens und Sachsen-Anhalts betrieben, um die Beeinflussung des natürlichen Radonpegels durch die bergbaulichen Tätigkeiten zu untersuchen. Dazu wurden in 16 Bergbau- und zwei Vergleichsgebieten insgesamt 595 Messpunkte eingerichtet und über einen Zeitraum von mindestens vier Jahren die Radonkonzentration im Freien in 1,5 m Höhe über dem Boden halbjährlich bestimmt. Im Ergebnis dieser Untersuchungen konnten für die Bergbauregionen repräsen-

tative Übersichten über die langjährige Radonkonzentration im Freien erstellt werden. Aufgrund der Messpunktdichte und ihrer -lage zu bergbaulichen Objekten war es dabei möglich, für alle Messgebiete den natürlichen Untergrund der Radonkonzentration zu ermitteln und somit die Grundlage dafür zu schaffen, den Einfluss des Bergbaus auf den Radonpegel in diesen Regionen abschätzen zu können.

Als wichtigstes Ergebnis haben die Untersuchungen gezeigt, dass die bergbaulichen Tätigkeiten keine großräumige Beeinflussung des natürlichen Radonpegels zur Folge haben. Nur in unmittelbarer Nachbarschaft bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen kann es zu teilweise deutlichen Erhöhungen der Radonkonzentration im Freien kommen, die auch die Radonkonzentration in den dort stehenden Gebäuden maßgeblich beeinflussen können. Insgesamt konnten in sechs Messgebieten erhöhte Radonkonzentrationen nachgewiesen werden, die in allen Fällen auf bergbauliche Aktivitäten zurückzuführen sind. Die Messungen haben auch gezeigt, dass in stark gegliedertem Gelände durch Taleinschnitte (z.B. Flussverläufe) das aus bergbaulichen Anlagen und Einrichtungen freigesetzte Radon noch in größere Entfernungen zu nachweislich erhöhten Radonkonzentrationen führen kann.

Die im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt durchgeführten detaillierten Untersuchungen haben gezeigt, dass sich in einem dicht besiedelten Gebiet mit einer Vielzahl bergbaulicher Hinterlassenschaften die Radonsituation sehr komplex darstellen kann. In solchen Fällen kann deshalb bei einer radiologischen Bewertung des bergbaubedingten Anteils an der Radonkonzentration im Freien auf Immissionsmessungen nicht verzichtet werden.

Der Einfluss von Stilllegungs- und Sanierungsarbeiten auf die Langzeitradonkonzentration im Freien konnte insbesondere im näheren Umfeld von punktförmigen Radonemittenten wie Abwetter-schächten u.ä. beobachtet werden. Die Stilllegungs- und Sanierungsarbeiten führten zu einer deutlichen Verringerung der Radonkonzentration auf das für die jeweilige Region typische Niveau des natürlichen Untergrundes. Im Fall flächenhafter Radonfreisetzungen (z.B. Halden) können im Grunde genommen nur für das Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt Aussagen zur Auswirkung von Sanierungsarbeiten auf die Radonkonzentration im Freien getroffen werden, da hier ein dichtes Messnetz mit Messpunkten in unterschiedlichen Entfernungen von Halden und Absetzanlagen besteht. Die Untersuchungen in Johanngeorgenstadt haben gezeigt, dass nicht nur der Abtrag einer Halde (Halde am Schaarschacht) sondern auch die Abdeckung einer Halde mit einer Radondämmung (Zentralschachthalde) eine Verringerung der Radonimmission auf das natürliche Niveau bewirken kann.

Für die Schaffung rechtlicher Regelungen zur Begrenzung der Strahlenexposition durch Radon bieten die Untersuchungsergebnisse eine geeignete Grundlage. So konnten für die einzelnen Messgebiete regionalspezifische Untergrundwerte ermittelt werden. Außerdem zeigten die Untersuchungen insbesondere in Johanngeorgenstadt die Bedeutung von Immissionsmessungen bei

der radiologischen Bewertung von Radonemissionen auf, wo auf engem Raum große Unterschiede in der Radonkonzentration auftreten können, die mit Modellrechnungen nur schwer zu erfassen sind. Bei der Überarbeitung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau und hier insbesondere bei der Vorgehensweise zur radiologischen Bewertung des Radonpfades wurde diesem Umstand bereits Rechnung getragen.

Zur Zeit werden noch Messnetze zur Ermittlung der Radonkonzentration im Freien sowohl von der Wismut GmbH als auch von den Länderbehörden in den Messgebieten mit Liegenschaften der Wismut GmbH (Aue, Crossen, Königstein, Ronneburg und Seelingstädt) betrieben. Grundlage ist die Richtlinie Emission Immission (REI) - Bergbau. In den Gebieten mit ehemaligen Wismut-Standorten bzw. Hinterlassenschaften des Altbergbaus konnten bis auf Johanngeorgenstadt die Messprogramme des BfS eingestellt werden, da hier eine ausreichende Übersicht über die Radonsituation erstellt werden konnte und Veränderungen der in den Gebieten erkannten Situation nicht zu erwarten sind. Nur im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt werden die Messungen des BfS weitergeführt, da an diesem Standort aufgrund der räumlichen Dichte bergbaulicher Hinterlassenschaften und deren Lage inmitten von Wohngebieten sowie der Vielzahl unterschiedlicher Objektarten die Voraussetzungen gegeben sind, verschiedene Fragestellungen zur Charakterisierung der Radonsituation in einem Gebiet komplex bearbeiten zu können. Hierzu zählen i.W. Untersuchungen zum Einfluss laufender Sanierungen im Stadtgebiet von Johanngeorgenstadt im Rahmen des Projektes „Sanierung der prioritären Objekte des ehemaligen Uranerzbergbaus in Johanngeorgenstadt und Breitenbrunn“ sowie auch methodische Arbeiten, die sich beispielsweise mit den Auswirkungen neuer Sanierungsstrategien zur Radondämmung auf Halden beschäftigen.

9 LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Ettenhuber, E., K. Gehrcke: Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SCHR-22/01, Salzgitter, März 2001
- [2] Verwaltungsabkommen zwischen der Bundesrepublik Deutschland und dem Freistaat Sachsen zu den Wismut-Altstandorten (VA-Wismut-Altstandorte), Berlin, 05. September 2003
- [3] Beck, T.: Bestimmung der Radon-Exposition mit dem passiven Messsystem des BfS, 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Lindau 1998
- [4] Beck, T., C. Dushe, V. Schmidt: Qualitätssicherung bei der Bestimmung von Radonkonzentrationen mit dem passiven Messsystem des BfS, Bundesamt für Strahlenschutz, Jahresbericht 1998, ISSN 0940-7650, ST 14
- [5] Beck, T.: Verfahren zur Bestimmung der mittleren Radon-222-Aktivitätskonzentration mit Kernspurdetektoren. Messanleitung, Bundesamt für Strahlenschutz, Oktober 2002.
- [6] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau: Teil Radon), Bundesamt für Strahlenschutz, 30.07.1999
- [7] Gilbert, R.O.: Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring, John Wiley & Sons, Inc., New-York, 1987
- [8] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005): Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 46
- [9] Efron, B., R. Tibshirani: An Introduction to the Bootstrap. Monographs on Statistics and Applied Probability. New York: Chapman and Hall, 1993
- [10] Michel, R., K. Kirchhoff: Nachweis-, Erkennungs- und Vertrauensgrenzen bei Kernstrahlungsmessungen, Fachverband für Strahlenschutz e.V. - Köln: TÜV-Verlag, 1999
- [11] Bundesamt für Strahlenschutz, Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Schneeberg-Aue (VF 15), AS-IB-17, Berlin, Mai 2002

- [12] Wismut GmbH, Schreiben an das BfS vom 22.März 1999
- [13] Röhnsch, W.: Radioaktive Umweltkontamination durch den Bergbau in Deutschland, in A. Siehl (Hrsg.) Umweltradioaktivität, Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin, 1996
- [14] Bundesamt für Strahlenschutz, Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Johannegeorgenstadt (VF 16), AS-IB-01, Berlin, Februar 2001
- [15] Bundesamt für Strahlenschutz, Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Lengenfeld (VF 09), AS-IB-14, Berlin, März 2002
- [16] Bendick,R.: Modellierung der Radonausbreitung von Flächenquellen im Raum Lengenfeld (Sachsen), Diplomarbeit an der Fachhochschule Aachen, Abteilung Jülich im Studiumgang Maschinenbau, Fachrichtung Kerntechnik, Jülich, Juni 1994
- [17] Bundesamt für Strahlenschutz, Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Gottesberg/Schneckenstein (VF 13), AS-IB-12, Berlin, Februar 2002
- [18] C&E – Consulting und Engineering GmbH, Abschlussbericht zu “Zusätzliche Untersuchungen im Untersuchungsgebiet UG 13/1 Gottesberg / Schneckenstein”, Chemnitz, 31.03.1995
- [19] Dushe, C., E. Ettenhuber, K. Gehrcke, M. Kümmel, H. Schulz: Ein neues Verfahren zur Ermittlung der Radonexhalation großer Flächen, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SCHR-42/07, Salzgitter, Februar 2007
- [20] Dushe,C., M. Kümmel: Untersuchungen zur Ermittlung der Ursachen der erhöhten Radonkonzentrationen im Freien in Johannegeorgenstadt, Ortsteil Steigerdorf, Bundesamt für Strahlenschutz, AS 1-02/1999, Berlin, Dezember 1999 (interner Bericht)
- [21] Dushe, C., M. Kümmel, H. Schulz: Investigations of Enhanced Outdoor Radon Concentration in Johannegeorgenstadt (Saxony), Health Physics 84:655-663, 2003
- [22] Dushe, C.: E. Ettenhuber, M. Kümmel: Untersuchungen zur Ermittlung der bergbaubedingten Radonexposition in Wohnungen in Johannegeorgenstadt, Ortsteil Steigerdorf, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin, März 2003 (interner Bericht)

- [23] Wismut GmbH, Abschlussbericht der Projektsteuerung zur Sanierung der prioritären Objekte des ehemaligen Uranerzbergbaus in Johannegeorgenstadt und Breitenbrunn 2002 – 2004, Chemnitz, März 2005
- [24] Regner, J., H. Schulz: Entwicklung objektspezifischer Sanierungslösungen für Halden der Wismut-Altstandorte unter Anwendung einer speziellen Untersuchungsmethodik zur Charakterisierung der Radonsituation, Tagungsband der 38. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Dresden, 18. bis 22. September 2006
- [25] Strahlengrundsätze zur Bewertung der Strahlenexposition infolge von Radonemissionen aus bergbaulichen Hinterlassenschaften in den Uranerzbergbaugebieten Sachsens und Thüringens, Bundesanzeiger Nr. 158 vom 23. August 1995, S. 9345
- [26] Bundesamt für Strahlenschutz; Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau), BfS-Bericht, 2009, Veröffentlichung in Vorbereitung
- [27] International Commission on Radiological Protection: Protection against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65, Annals of the ICRP, Vol.23, No.2, 1993

ANLAGE

Kartografische Darstellung der Messpunkte zur Bestimmung der Radonkonzentration im Freien in den Messgebieten des BfS

Messgebiet ANNABERG-BUCHHOLZ



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet AUE



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet CROSSEN



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet DITTRICHSHÜTTE



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet FREIBERG



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet FREITAL und GITTERSEE



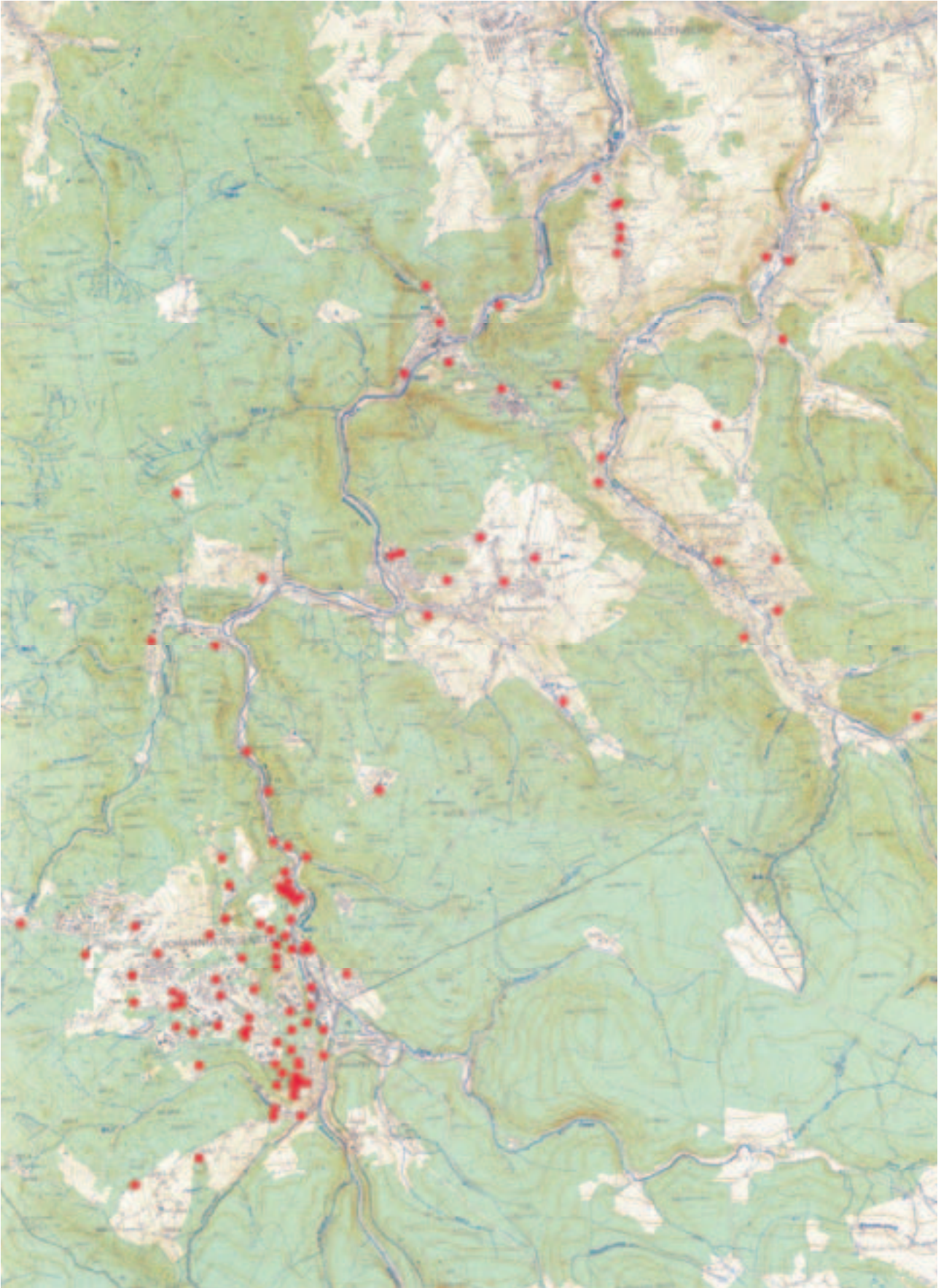
Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet GOTTESBERG



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet JOHANNGEORGENSTADT



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet KÖNIGSTEIN



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet LENGENFELD



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet MANSFELD



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet MARIENBERG



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet MECHSELGRÜN



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet RONNEBURG



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Messgebiet SEELINGSTÄDT



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Vergleichsgebiet GÖRLITZ (östlicher Teil)



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Vergleichsgebiet GÖRLITZ (westlicher Teil)



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

Vergleichsgebiet ZWICKAU



Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Länder und BKG

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

BfS-IAR-1/90

Zähringer, M.; Bieringer, P.; Kromer, B.; Sartorius, H.; Weiss, W.

Entwicklung, Erprobung und Einsatz von Schnellmeßmethoden zur nuklidspezifischen Bestimmung atmosphärischer Kontaminationen.

Freiburg, August 1990

BfS-IAR-2/97

Zähringer, M.; Sempau, J.

Calibration Factors for Dose Rate Probes in Environmental Monitoring Networks Obtained from Monte-Carlo-Simulations

Freiburg, Februar 1997

BfS-IAR-3/98

Weiss, W.; Kelly, G.N.; French, S.

Decision Support for Emergency Response - How Best Can it be Improved?

Proceedings of a BfS/EC Workshop Freiburg, Germany, December 8-10, 1997.

Freiburg, September 1998

BfS-AR-1/01

Bieringer, J. u. P.

Abschlussbericht. In-situ Übung 2000. 16. und 17. Mai 2000.

Länder / BfS in Augsburg und die DWD-Stationen.

Freiburg, März 2001

BfS-ST-1/92

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

Berlin, August 1992

BfS-ST-2/92

Umweltradioaktivität in den ostdeutschen Ländern.

Jahresbericht 1990.

Berlin, September 1992

BfS-ST-3/92

2. Biophysikalische Arbeitstagung. Schlema, 11. bis 13. September 1991.

Berlin, November 1992

BfS-ST-4/93

Beyermann, M.; Höfs, B.

Radonmessungen in Gebäuden mit Aktivkohledetektoren und Flüssigszintillations-Spektrometrie.

Gans, I.; Beyermann, M.; Lönnig, M.

Verfahren zur Schnellbestimmung der Aktivitätskonzentration von Radon-222 in der Luft von Gebäuden - Screeningmessung -.

Berlin, Juli 1993

BfS-ST-5/93

Sarenio, O.; Will, W.

Qualitätssicherung der Dosisleistungsmessungen im Grundpegelbereich.

Berlin, September 1993

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

BfS-ST-6/95

Schmidt, V.; Feddersen, Ch.; Ullmann, W.

Untersuchungen zur Aussagefähigkeit von passiven Meßsystemen zur Bestimmung der Strahlenexposition durch Radon und kurzlebige Radonfolgeprodukte.

Berlin, Juni 1995

BfS-ST-7/95

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

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

Ergänzung zum Jahresbericht 1993 des BMU "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung.

Berlin, August 1995

BfS-ST-8/96

Kraus, W.

Strahlenexposition und Strahlenschutzdosimetrie

Berlin, April 1996

BfS-St-9/96

Umweltradioaktivität im Ostthüringer Bergbauegebiet.

Berlin, Juli 1996

BfS-ST-10/96

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

Modellhafte Sanierung radonbelasteter Wohnungen in Schneeberg.

Berlin, Oktober 1996

BfS-ST-11/97

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

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

Berlin, Februar 1997

BfS-ST-12/97

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

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

Berlin, Februar 1997

BfS-ST-13/97

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

Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in den östlichen Bundesländern

Deutschlands. Berlin, August 1997

BfS-ST-14/97

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

Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in Deutschland.

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

Radonkonzentration in Wohngebäuden der Bundesrepublik Deutschland.

Berlin, November 1997

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

BfS-ST-15/98

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

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

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

Berlin, März 1998

BfS-ST-16/99

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

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

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

Berlin, März 1999

BfS-AS-1/00

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

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

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

Berlin, Februar 2000

BfS-AS-2/00

Jun, J.-S.^{)}; Guggenberger, R.; Dalheimer, A.*

**) Department of Physics, Chungnam National University, Taejon 305-764, Korea*

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

Berlin, Oktober 2000

Ab 1. Februar 2003 SW

BfS-SW-01/03

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

Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in ausgewählten Regionen Deutschlands.

Salzgitter, Juni 2003

BfS-SW-02/03

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

Gregor, J.; Raguse, R.; Voß, W.

Einsatz des Entscheidungshilfesystems RODOS in Deutschland

Salzgitter, Juli 2003

BfS-SW-03/06

Beck, Thomas; Ettenhuber, E.

Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten

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

Salzgitter, März 2006

BfS-SW-04/09

urn:nbn:de:0221-2009042344

Beck, Thomas

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

Salzgitter, April 2009

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

BfS-SW-05/09

urn:nbn:de:0221-2009120417

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

Ergebnisse der Radonmessungen in der bodennahen Luft der Bergbauggebiete
Salzgitter, Dezember 2009

| Verantwortung für Mensch und Umwelt |

Kontakt:

Bundesamt für Strahlenschutz

Postfach 10 01 49

38201 Salzgitter

Telefon: + 49 30 18333-0

Telefax: + 49 30 18333-1885

Internet: www.bfs.de

E-Mail: ePost@bfs.de

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.



Bundesamt für Strahlenschutz