

RADONPOTENTIALKARTE – RHEINLAND-PFALZ

PROJEKTUMSETZUNG UND BERICHT

PRIV.-DOZ. DR. HABIL. BERT REIN,

GeoConsult Rein

GARTENSTR. 26-28, 55276 OPPENHEIM

www.geoanalysis.eu

KARTOGRAPHIE / GIS-AUSWERTUNG

DR. CHRISTOPH BUTZ,

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU RHEINLAND-PFALZ

AUFTRAGGEBER

MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, ERNÄHRUNG UND FORSTEN

RHEINLAND-PFALZ

OPPENHEIM, 2021



GeoConsult Rein

GLIEDERUNG

	Kurz-Zusammenfassung	9
	Zusammenfassung	11
1	Aufgabenstellung	24
2	Gesetzliche Grundlagen	25
3	Physikalische Grundlagen zu Radon	26
3.1	Allgemeines	26
3.2	Neubildung von Radon	27
3.3	Transportmechanismen für Radon in der Bodenluft	30
3.3.1	Diffusiver Gastransport im Boden und Gestein	33
3.3.2	Konvektiver oder advektiver Gastransport	39
3.4	Radonpotential	41
3.5	Auswirkungen der Witterung auf das Radonpotential	43
3.5.1	Auswirkungen auf die Radonkonzentration	43
3.5.2	Auswirkungen auf die Permeabilität	43
3.5.3	Auswirkungen auf das Radonpotential	44
4	Methodik der durchgeführten Messungen	46
4.1	Langzeit-Messung (LZM) der Radonkonzentration	46
4.2	Versuchsbeschreibung der Vergleichsmessung der Radon-222-Aktivitätskonzentration	49
4.2.1	Radonlangzeit-Messung der Radon-222-Aktivitätskonzentration (LZM)	49
4.2.2	Radonkurzzeit-Messung der Radon-222-Aktivitätskonzentration (KZM)	49
4.3	Messung der Gaspermeabilität	52
4.4	Messung der Bodenfeuchte und Korngrößenanalyse	52
5	Korrektur des Einflusses der Witterung auf die Radonmessungen	54
5.1	Beschreibung der Radonreferenzstation	54
5.2	Wetterstationen	59
5.3	Witterungseinflüsse auf die Radonreferenzstation	60
6	Vergleichsmessung der Radon-222-Aktivitätskonzentration	71
6.1	Charakterisierung der Messregionen für die Vergleichsmessungen	71
6.2	Ergebnisse (Auswertung)	72
6.2.1	Bodenfeuchte	72
6.2.2	Gaspermeabilität	76
6.2.3	Radonaktivitätskonzentrationen	79
6.2.4	Witterungsbedingungen während der Messungen	80
6.2.5	Witterungskorrigierte Radonaktivitätskonzentrationen	82
6.2.6	Schlussfolgerungen	87

7	Datengrundlagen der Radonkartierungen	88
7.1	Messungen aus dieser Kampagne (2019-2020)	88
7.2	Messungen aus vorhergegangenen Kampagnen	88
7.3	Messungen aus Baugrundgutachten	90
7.4	Messungen des Bundesamtes für Strahlenschutz	91
7.5	Messergebnisse in Häusern	93
7.6	Kartengrundlagen in Rheinland-Pfalz	93
8	Methodik der der Erstellung der Radonpotentialkarte	94
8.1	Radiologische Charakterisierung von geologischen Einheiten	94
8.2	Auswirkungen der Datenerhebungsdichte auf die Vergleichbarkeit der Datengrundlage zur Kartenerstellung	97
8.3	Projektschritte zur Erstellung der Radonpotentialkarten	103
8.4	Radiologische Charakterisierung von Verwaltungseinheiten	105
8.5	Diskussion der Fehler	106
8.5.1	Statistischer Fehler bzw. Reproduzierbarkeit der Kernspurdetektormessungen	106
8.5.2	Witterungseinflüsse auf die Messung der Gaspermeabilität	107
8.5.3	Witterungseinflüsse auf die Messung der Radonkonzentration	107
8.5.4	Zeichengenauigkeit und Interpretationsgenauigkeit geologischer Karten	109
9	Auswertungen bezogen auf stratigrafische Einheiten	110
9.1	Karte Radonkonzentration in der Bodenluft 1:300000	111
9.2	Karte Gaspermeabilität 1:300.000	111
9.3	Karte Radonpotential 1:300.000	116
9.4	Karte Radonkonzentration 1:50.000	118
9.5	Karte Gaspermeabilität 1:50.000	121
9.6	Karte Radonpotential 1:50.000	121
9.7	Vergleich der Radonpotentialkarte des Bundesamtes für Strahlenschutz mit der Karte RLP	125
10	Auswertungen bezogen auf Verwaltungseinheiten	129
11	Klassifikation der Verwaltungseinheiten auf Grundlage der geologischen Radonpotentialkarte 1:300.000	137
11.1	Landkreise	137
11.2	Verbandsgemeinden und Verbandsfreie Städte/Gemeinden	139
11.3	Gemeinden	139
12	Radonpotentialprognosen und in Häusern gemessene Raumluftkonzentrationen	140
13	Referenzen	145
	Anhang	149

Abbildungsverzeichnis

Kapitel 3

Abbildung 3-1	Emanationskoeffizient als Funktion der Korngröße.	28
Abbildung 3-2	Emanationskoeffizient als Funktion des Wassergehaltes.	29
Abbildung 3-3:	Abhängigkeit des effektiven Diffusionskoeffizienten von Radon von der Bodenfeuchtigkeit.	35
Abbildung 3-4	Auswirkung der Diffusion auf die Radonkonzentration als Funktion der Weglänge in Luft und Wasser.	36
Abbildung 3-5	Radonkonzentration in der Bodenluft als Funktion der Wassersättigung für verschiedene Tiefen.	37
Abbildung 3-6	Abhängigkeit der Radonkonzentration in der Bodenluft von der Bodentemperatur für verschiedenen Wassersättigungen.	38
Abbildung 3-7	Experimentelle Abhängigkeit der Permeabilität von der Wassersättigung des Bodens.	40
Abbildung 3-8	Werte für die Radonkonzentration in der Bodenluft in 1 Meter Tiefe und der Permeabilität, die zusammen ein Radonpotential von 44 ergeben.	42
Abbildung 3-9	Radonpotential als Funktion der Permeabilität bei konstanter Radonkonzentration im Boden.	42
Abbildung 3-10	Radonpotential als Funktion der Wassersättigung des Bodens für 3 verschiedene Permeabilitätswerte, bezogen auf eine Wassersättigung von 0,3.	44

Kapitel 4

Abbildung 4-1	Messanordnung für die LZM mit Kernspurdetektoren.	45
Abbildung 4-2	Ergebnisse der Parallel- und der Zwillingsmessungen.	46
Abbildung 4-3	Messanordnung für die Vergleichsmessungen mit passiven Kernspurdetektoren und Aktivmessung mit Bodenluftansaugung und Radonmonitor.	50
Abbildung 4-4	Plateau annähernd gleichbleibender Radonkonzentrationen in einer Serie fortlaufender Radonkurzzeitmessungen an einem Messpunkt.	51

Kapitel 5

Abbildung 5-1	Zeitliche Variabilität der Radonkonzentration (Stundenwerte) in den Jahren 2012-2014 an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim in einem Meter Tiefe in einem mäßig gasdurchlässigen Boden.	55
Abbildung 5-2	Zeitliche Variabilität der Radonkonzentration (Stundenwerte) in den Jahren 2015-2017 an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim in einem Meter Tiefe in einem mäßig gasdurchlässigen Boden.	56
Abbildung 5-3	Zeitliche Variabilität der Radonkonzentration (Stundenwerte) in den Jahren 2018-2020 an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim in einem Meter Tiefe in einem mäßig gasdurchlässigen Boden.	57
Abbildung 5-4	Monatliche Mittelwerte und Medianwerte der über die Gesamtdatenreihe normierten Radonkonzentration in der Bodenluft in einem Meter Tiefe der Einzeljahre 2012 bis 2020 sowie des Gesamtzeitraums an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim	58
Abbildung 5-5	Karte der Verteilung der agrarmeteorologischen Wetterstationen (rot) der Dienstleistungszentren Ländlicher Raum Rheinland-Pfalz (DLR-RLP)	59

Abbildung 5-6	Über den Zeitraum 2012 - 2020 gemittelte monatliche Wetterdaten für die DLR Wetterstation Oppenheim (008) und die Radonreferenzstation Oppenheim.	60
Abbildung 5-7	Klimatische Wasserbilanz, Niederschlagssummen (monatlich und gleitendes 3-Monatsmittel) und mittlere Windgeschwindigkeiten für die DLR Wetterstation Oppenheim (008) und die an der Radonreferenzstation Oppenheim gemessenen mittleren monatlichen Radonkonzentrationen als Abweichung vom 8,5-jährigen Mittelwert der Radonreferenzstation.	62
Abbildung 5-8	Jährliche Dürremagnituden im Gesamtboden bis in 1,8 Meter Tiefe der Monate April bis Oktober (Dürremonitor des UFZ Halle).	63
Abbildung 5-9	Jährliche Dürremagnituden im Oberboden bis in 0,25 cm Tiefe der Monate April bis Oktober (Dürremonitor des UFZ Halle).	64
Abbildung 5-10	Bodenfeuchte an den Radonmesspunkten zu Beginn und zum Ende der jeweiligen Radonlangzeitmessungen mit Tagesmedian und Tagesmittelwert. Differenz des Wassergehaltes zwischen oberflächennaher Probe und Probe aus der Radonmesstiefe in 1 Meter Tiefe mit linearer Trendlinie.	65
Abbildung 5-11	Radonaktivitätskonzentration an der Radonreferenzstation in Oppenheim und Wetterdaten der DLR Wetterstation Oppenheim (008).	67
Abbildung 5-12	Radonaktivitätskonzentration an der Radonreferenzstation in Oppenheim und Wetterdaten der DLR Wetterstation Oppenheim (008)	68
Kapitel 6		
Abbildung 6-1	Lage der Messpunkte und Wetterstationen für den Messvergleich.	71
Abbildung 6-2	Bodenfeuchtigkeit [Gew% Wassergehalt] in 15-20 cm Tiefe am Beginn (vorher) und nach (danach) der Exposition des Kernspurdetektors.	74
Abbildung 6-3	Bodenfeuchtigkeit [Gew%] in der Radonmesstiefe am Beginn (vorher) und nach (danach) der Exposition des Kernspurdetektors;	75
Abbildung 6-4	Radon-JOK Messzeit zur Bestimmung der Gaspermeabilität.	77
Abbildung 6-5	Gaspermeabilität in der Radonmesstiefe.	78
Abbildung 6-6	Plot der Ergebnisse der Radonangzeitmessungen (LZM) und der maximalen Radonkonzentration der Radonkurzzeitmessungen je Messtag und Messpunkt.	79
Abbildung 6-7	Zeitliche Variabilität der Radonkonzentration (Stundenwerte Referenzstation Oppenheim) über den Zeitraum des Messvergleichs Radonkurzzeit (KZM) – Radonlangzeitmessung (LZM).	81
Abbildung 6-8	Plot der Ergebnisse der Radonlangzeitmessungen (LZM) und der zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführten Radonkurzzeitmessungen (Werte siehe Tabelle 2-1 im Anhang) nach stundengenauer Witterungskorrektur.	84
Abbildung 6-9	Doppellogarithmischer Plot der Ergebnisse der Radonlangzeitmessungen (LZM) und der zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführten Radonkurzzeitmessungen nach stundengenauer Witterungskorrektur.	85
Abbildung 6-10	Plot der Ergebnisse der Radonlangzeitmessungen (LZM) und der zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführten Radonkurzzeitmessungen (Werte siehe Tabelle A1) nach Witterungskorrektur über das 3-stündige (3h) bzw. 5-stündige (5h) Mittel der Radonreferenzserie.	86
Kapitel 7		
Abbildung 7-1	Lage der mit Kernspurdetektoren gemessenen Radonmesspunkte.	89

Abbildung 7-2	Lage der Radonkurzzeitmesspunkte für die Radonkarte (BfS, 2003) und Radonpotentialkarte Deutschland (BfS, 2020).	92
Kapitel 8		
Abbildung 8-1	Stratigrafische Gliederung und Beispiel für Exposimeterauslage.	95
Abbildung 8-2	Vergleich der Detailtiefe zwischen geologischer Übersichtskarte (1:300.000) (oben) und geologischer Karte (1:25.000).	96
Abbildung 8-3	Lage der für das geologische Kartenblatt Trier (GK50 Trier; 1:50.000) verfügbaren Radonmesspunkte.	98
Abbildung 8-4	Statistische Auswertung der Radonkurz- und Radonlangzeitmessungen bezogen auf die stratigrafischen Einheiten der GK50 Trier.	100
Abbildung 8-5	Gaspermeabilitäten und Radonkonzentrationen der Radonkurzzeit- und Radonlangzeitmesspunkte innerhalb des Oberen Buntsandsteins.	102
Abbildung 8-6	Flussdiagramm zur Erstellung der Kartengrundlagen für die Bewertung des Radonpotentials von administrativen Einheiten.	104
Abbildung 8-7	Flussdiagramm zur Bewertung des Radonpotentials von Verwaltungseinheiten.	106
Abbildung 8-8	Vergleich der an der Radonreferenzstation in Oppenheim gemessenen Radonkonzentration mit den Radonkonzentrationen einer temporären Referenzstation in der Nähe von Bitburg.	108
Kapitel 9		
Abbildung 9-1	Geologische Übersichtskarte (GÜK300) mit Regionen, ausgewählten Städten und Flüssen.	110
Abbildung 9-2	Mediane der Verteilung der nicht witterungskorrigierten, gemessenen Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe im Boden mit klassischer Farbabstufung und Klasseneinteilung.	112
Abbildung 9-3	Mediane der Verteilung der nicht witterungskorrigierten, gemessenen Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe im Boden. Klassengrenzen orientiert an Normalverteilung zur Kontrastmaximierung.	113
Abbildung 9-4	Mediane der Verteilung der Gaspermeabilitäten in einem Meter Tiefe im Boden.	114
Abbildung 9-5	Fehler 1. und 2. Art von Schwellwerten des Radonpotentials (Quelle BfS).	116
Abbildung 9-6	Mediane der Radonpotentiale in einem Meter Tiefe im Boden.	117
Abbildung 9-7	Mediane der Verteilung der nicht witterungskorrigierten Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe im Boden für die GK50 Trier.	119
Abbildung 9-8	Mediane der Verteilung der witterungskorrigierten Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe im Boden für die GK50 Trier.	120
Abbildung 9-9	Mediane der Verteilung der Gaspermeabilitäten in einem Meter Tiefe im Boden für die GK50 Trier.	122
Abbildung 9-10	Mediane der Verteilung der auf Grundlage der nicht witterungskorrigierten Radonkonzentrationen berechneten Radonpotenziale für die GK50 Trier.	123
Abbildung 9-11	Mediane der Verteilung der auf Grundlage der witterungskorrigierten Radonkonzentrationen berechneten Radonpotenziale für die GK50 Trier.	124
Abbildung 9-12	Radonpotentialprognosekarte Deutschland (BfS, Stand 30.09.2020).	125
Abbildung 9-13	Radonpotentialkarten und ihre Datenbasis für das Gebiet von Rheinland-Pfalz.	127

Kapitel 10

Abbildung 10-1	Methodik der Radonpotentialbestimmung. Beispiel 1: Bewertung für die Verbandsgemeinde Mendig	130
Abbildung 10-2	Methodik der Radonpotentialbestimmung. Beispiel 2: Bewertung für die Verbandsfreie Gemeinde Bendorf.	132
Abbildung 10-3	Methodik der Radonpotentialbestimmung. Beispiel 3: Bewertung für die Verbandsgemeinde Nordpfälzer Bergland	133
Abbildung 10-4	Methodik der Radonpotentialbestimmung. Beispiel 4: Bewertung für die Verbandsgemeinde Nahe-Glan	134

Kapitel 11

Abbildung 11-1	Radonpotential für Gemeinden und Verbandsgemeinden beruhend auf der jeweiligen Gesamtfläche und der tatsächlichen Siedlungsfläche (Stand 07.12.2020).	138
----------------	---	-----

Kapitel 12

Abbildung 12-1	Landkreise und Verbandsgemeinde mit Radonmessungen in Aufenthaltsräumen.	140
Abbildung 12-2	Gemeinden mit Radonmessungen in Aufenthaltsräumen.	141
Abbildung 12-3	Lage der Gemeinden mit Radonmessungen in Aufenthaltsräumen und Radonpotentialkarte.	142

Tabellenverzeichnis

Kapitel 3

Tabelle 3-1	Temperaturabhängigkeit des Ostwaldschen Verteilungskoeffizienten	38
Tabelle 3-2	Typische Permeabilitäten von reinen Bodenarten.	40

Kapitel 7

Tabelle 7-1	Jahr, Anzahl und Region der Radonkurzzeitmessungen (BfS)	91
-------------	--	----

Kapitel 8

Tabelle 8-1	Statistische Auswertung der Radonkonzentrationsmessungen im Oberen Buntsandstein	99
-------------	--	----

Kapitel 11

Tabelle 11-1	Anzahl betroffener Verwaltungseinheiten und Siedlungsflächen bei Anwendung unterschiedlicher Schwellwerte auf die jeweilige Gesamtfläche bzw. Siedlungsfläche.	137
--------------	--	-----

Kapitel 12

Tabelle 12-1	Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen nach Landkreisen geordnet.	
--------------	--	--

Kapitel 13

Tabelle 13-1	Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen nach Landkreisen	143
--------------	--	-----

Anhang

Abbildungen A 6-1 bis A 6-8	Wetterdaten während der Vergleichsmessungen - Radonlangzeitmessung mit Kernspurdetektor und Radonkurzzeitmessung mit Radonmonitor	149
Tabelle A1a-f	Gemessene und witterungskorrigierte Radon-222-ktivitätskonzentrationen der Radonlangzeit- und Radonkurzzeit-Vergleichsmessungen .	157
Textanhang 1	Beispiel für kleinräumige Variation der Radonkonzentration und Urangehalte der Gesteine und Böden und die Bedeutung geologischer Detailkenntnisse bei der Anordnung von Radonmesspunkten für eine Radonkartierung.	164
Abbildung TA1-1	Geophysikalische Messungen in der Forschungsbohrung „Winnweiler 1050“ (Haneke 1998). Zur stratigrafischen Einordnung siehe Abb. 7-8.	166
Abbildung TA1-2	Luftbild der „Kornkiste“ mit Radonaktivitätskonzentrationen, Isoliniendarstellung der Alphastrahlung in der Bodenluft und Urankonzentrationen. Die roten gestrichelten Linien sind die Projektion der am Feldweg eingemessenen Störungen.	167
Abbildung TA1-3	Veränderung der Radonaktivitätskonzentration (kBqm^{-3}) in 55 cm Tiefe mit zunehmender Überdeckung des Tuff3/Kohleflözes mit Sedimenten und dem Verlauf tektonischer Störungen.	168
Textanhang 2	Beispiel für kleinräumige Variation der Radonkonzentration durch tektonische Brüche im Festgestein und in Lockersedimenten.	172
Abbildung TA 2-1	Höhenprofil mit Tektonik und Radonaktivitätskonzentrationen.	174
Abbildung TA 2-1	Ergebnisse der Radonaktivitätskonzentrationsmessungen (kBqm^{-3}) bei Deidesheim.	175
Abbildung TA 2-3	Höhenprofil mit Tektonik und Radonaktivitätskonzentrationen [kBqm^{-3}].	177

Kurz-Zusammenfassung

Zwischen 2007 und 2012 wurden im Auftrag des rheinland-pfälzischen Umweltministeriums Messungen des Radons in der Bodenluft an 700 Messorten durchgeführt. Im Rahmen dieses Projekts wurde an weiteren 1000 Messorten die Radonkonzentration in der Bodenluft sowie die Gaspermeabilität bestimmt. Zudem wurde an den vorhergegangenen 700 Messorten die Gaspermeabilität rekonstruiert. Weitere etwa 1700 Messergebnisse aus Baugrunduntersuchen in Rheinland-Pfalz flossen in die Auswertung ein. Die Radonmessungen basieren auf Langzeitmessungen mit passiven Kernspurdosimetern über mehrere Wochen. Die Eignung dieser Messmethode wurde mit Kurzzeitmessungen mittels aktiven Radonmonitor an 109 Messorten verifiziert. Weiterhin wurden die schon vorhandenen Daten von Radonmessungen in der Raumluft von 1352 Gebäuden in Rheinland-Pfalz ausgewertet und flossen in die Gesamtbewertung ein.

Anhand der Messergebnisse konnten die 124 in der geologischen Übersichtskarte von Rheinland-Pfalz vorkommenden stratigrafischen Einheiten bezüglich ihres Radonpotentials klassifiziert werden und eine vollständige geologische Prognosekarte für Rheinland-Pfalz im Maßstab 1:300 000 für das Radonpotential sowie für die Radonkonzentration in der Bodenluft und die Gaspermeabilität erstellt werden.

Gemäß § 153 Abs. 2 StrlSchV) kann die zuständige Behörde davon ausgehen, dass die Radonkonzentration den Referenzwert für Radon in mindestens zehn Prozent der Anzahl der Gebäude mit Aufenthaltsräumen oder Arbeitsplätzen eines Gebiets überschreitet, wenn auf mindestens 75 Prozent der Fläche des jeweils auszuweisenden Gebiets ein Radonpotential des Baugrundes von ≥ 44 gegeben ist.

Dieser geologische Schwellwert von 44 für eine mögliche Ausweisung eines Vorsorgegebiets nach § 124 StrlSchG wurde durch das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) ermittelt.

Die StrlSchV lässt dabei offen, ob sich das Gebiet auf die Gesamtfläche der administrativen Einheit mitsamt aller unbesiedelten Flächen bezieht, oder aber auf die für den Strahlenschutz relevante Siedlungsfläche. Die Auswertung in diesem Projekt erfolgte daher für beide Flächenbezüge. Bewertet wurden Landkreise, Verbandsgemeinden bzw. verbandsfreie Gemeinden und (Orts)gemeinden. Da Ortsgemeinden jedoch über keine eigene Verwaltung verfügen, eignen sie sich nur eingeschränkt für die Ausweisung von Radonvorsorgegebieten.

Aufgrund des vorgegebenen Schwellwerts für das Radonpotential wäre bei einem Bezug auf die jeweilige Gesamtfläche der Landkreise in Rheinland-Pfalz kein Gebiet auszuweisen. Bei einem Bezug auf Verbandsgemeinden kämen hierzu die VG Mendig und die VG Nordpfälzer Land in Frage. Bezogen auf die Ortsgemeinden kämen 141 Gemeinden in Frage.

Bei einem Bezug auf die Siedlungsfläche statt auf die Gesamtfläche müsste ebenfalls kein Landkreis ausgewiesen werden. Bei den Verbandsgemeinden kämen nur die VG Mendig in Frage, bei den Gemeinden wären es hingegen 152 Ortsgemeinden.

Bezüglich der beiden oben genannten Verbandsgemeinden Mendig und Nordpfälzer Land liegen ergänzende Messergebnisse der Radonkonzentration in der Raumluft vor. Für Mendig gibt es Messungen in 34 Häusern, davon überschritten 3 den Referenzwert von Radon in der Raumluft von 300 Bq/m^3 (8,8 %). Für die VG Nordpfälzer Land gibt es 49 Häusermessungen mit 2 Überschreitungen des Referenzwerts (4,1 %). Keine der beiden Verbandsgemeinden überschreitet die Schwelle für eine Gebietsausweisung von mindestens 10 % der Häuser, die die StrlSchV vorgibt.

Die Ergebnisse der vorliegenden Auswertung stimmen bezüglich der Landkreise überein mit der Prognose des BfS überein. Bezüglich der kleineren Verwaltungseinheiten lässt die BfS-Prognose mit nur 353 Messungen in Rheinland-Pfalz und einem $10 \times 10 \text{ km}$ -Raster der Prognose keine verlässliche Aussage zu. Die in dieser Studie durchgeführten systematischen Untersuchungen der meteorologischen und klimatischen Einflüsse auf die Bodenparameter zeigen zudem signifikante Einwirkungen der Witterung auf die Messergebnisse auf. Da die Messungen des BfS und die des Landes Rheinland-Pfalz unter stark unterschiedlichen klimatischen Bedingungen durchgeführt wurden, ist ein direkter Vergleich der beiden Datensätze erschwert. Weitere Gründe hierfür sind die unterschiedlichen Auswahlstrategien für die Festlegung der Messorte und die Messpunktdichte.

Mit der vorliegenden Arbeit wurde das Projekt einer sehr dichten geologischen Kartierung des Landes Rheinland-Pfalz abgeschlossen. Zur Verifizierung dieser auf geologischen Parametern basierenden Vorhersage der Radonsituation in Aufenthaltsräumen bieten sich Radonmessungen in Häusern in den identifizierten Gebieten mit einem erhöhten Radonpotential an.

Zusammenfassung

Die Arbeiten zu diesem Projekt fassen die in mehreren Studien während der letzten drei Jahrzehnte erhobenen Daten zur Radonbelastung des Bodens und von Häusern zusammen, um eine Bewertung des Radonpotentials von Verwaltungseinheiten (Landkreise, Verbandsgemeinden, Gemeinden) zu ermöglichen. Diese Daten umfassen 2400 Radonlangzeitmessung in der Bodenluft und 1350 Messungen der Radoninnenraumkonzentration in Aufenthaltsräumen.

Darüber hinaus war es nötig, innerhalb von 10 Monaten (von November 2019 bis August 2020) an weiteren 1000 repräsentativen Messpunkten die Radonkonzentration und Gaspermeabilität im Boden in den bisher weitgehend nicht untersuchten nördlichen Landesteilen zu messen und auch im südlichen Landesteil verdichtende Untersuchungen durchzuführen. Begleitend zu den Messungen im Feld wurde der Bodenaufbau in den Radonmessbohrungen detailliert beschrieben, die Bodenfeuchte und Korngrößenverteilungen im Labor bestimmt und die Witterungsbedingungen während der Radon- und Gaspermeabilitätsmessungen und deren Einfluss auf die Ergebnisse der Radonmessungen und Gaspermeabilitätsmessungen untersucht. Über eine Radonreferenzstation wurde eine Witterungskorrektur der gemessenen Radonkonzentrationen durchgeführt.

Aus Radonkonzentrationen und Gaspermeabilitäten wurden Radonpotentiale gemäß der Definition des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) berechnet. Die punktuellen Messungen wurden über geologische Karten regionalisiert und so landesweite Karten der Radonkonzentrationen, Gaspermeabilitäten und geologischen Radonpotentialflächen erstellt. Diese sind die Bewertungsgrundlage für die Bewertung des Radonpotentials von Verwaltungseinheiten. Dazu wurde auch ein geeignetes Verfahren entwickelt, das die Beurteilung der Flächen der Verwaltungseinheiten gemäß den Kriterien des Bundesamtes für Strahlenschutz und des StrlSchG § 121 ermöglicht.

Im Land Rheinland-Pfalz fußen die Bewertungen des Radonpotentials, anders als für die Deutschland-weite Karte des Bundesamtes für Strahlenschutz, nicht auf Radonkurzzeitmessungen, sondern auf Radonlangzeitmessungen der Radonkonzentration im Boden über jeweils mehrere Wochen. In diesem Projekt wurde deshalb auch die Vergleichbarkeit der Radonlangzeitmessungen mit Kernspurdetektoren und von Radonkurzzeitmessungen mit einem Radonmonitor (RTM 1688-2) untersucht. Dazu wurden an 109 der Radonlangzeitmesspunkte, jeweils zu zwei Messzeitpunkten, zusätzlich die Ra-

donkonzentration mit Radonkurzzeitmessungen bestimmt und die Vergleichbarkeit nachgewiesen.

Im **dritten Kapitel** werden die allgemeinen physikalischen und geologischen Grundlagen der Bildungsraten von Radon und der Transportprozesse im Boden bis zur Freisetzung von Radon in die Atmosphäre in Abhängigkeit von temporär veränderlichen Bodeneigenschaften in dem Umfang beschrieben, wie sie für das Verständnis und Interpretation der innerhalb des Projektes erhobenen Daten erforderlich sind.

Die wichtigsten Witterungseinflüsse auf das Radonpotential sind Niederschläge, die die Bodenfeuchte und Gaspermeabilität beeinflussen. Die Auswertung belegt den besonderen Einfluss der Bodenfeuchte auf die Gaspermeabilität und das Radonpotential.

Eine Erhöhung der Permeabilität um eine Größenordnung führt zur gleichen Veränderung des Radonpotentials wie eine Erhöhung der Radonkonzentration um 44 kBq/m^3 .

Der Faktor 10 im Nenner der Definition für das Radonpotential RP führt dazu, dass das RP bei Permeabilitätswerten größer etwa $6 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ extreme positive Werte annimmt, bei einer Permeabilität von $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2$ nicht definiert ist und bei Werten größer $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2$ negativ wird. Dies führt dazu, dass aufgrund der Definition des Radonpotentials Änderungen der Permeabilität nahe $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2$ extreme, physikalisch nicht begründete Änderungen des Radonpotentials zur Folge haben. Da Sand und Kiese mit vergleichbaren oder noch höheren Gaspermeabilitäten nicht nur in Rheinland-Pfalz einen der in Relation zur Bevölkerungszahl wichtigsten Baugründe darstellen, sollte die Definition des Radonpotentials zur Bewertung solcher Standorte entsprechend modifiziert werden.

Das **vierte Kapitel** beschreibt die Messmethoden der Radonlangzeitmessung und Radonkurzzeitmessung im Boden und der Messung der Gaspermeabilität des Bodens, ebenso die Begleituntersuchungen zur Bodenfeuchte und Korngrößenverteilung der Böden in der Radonmesstiefe (1 m Tiefe). Die Messung der Radonkonzentration mit aktivem Radonmonitor und mit passivem Kernspurdetektor erfolgte dabei innerhalb der gleichen, in einem Meter Tiefe lagernden Schutzsonde.

Im **fünften Kapitel** werden weitere Grundlagen für das Verständnis der Vergleichsmessungen der Radonkonzentration mit unterschiedlichen Messtechniken, aber auch der Einflüsse auf Kartierungen der Radonkonzentration im Boden gelegt. Das Kapitel widmet sich den Witterungseinflüssen der letzten Jahre auf die Radonkonzentration in einer

Tiefe von einem Meter unter Geländeoberkante. Dazu wird die Messreihe der von GeoConsult Rein betriebenen Radonreferenzstation in Oppenheim betrachtet. Diese Messreihe umfasst den Zeitraum von April 2012 bis heute. Über diesen Zeitraum wurde stündlich die Radonkonzentration in der Bodenluft gemessen, die über eine fest installierte Bodenluftsonde aus einem Meter Tiefe angesaugt wurde. In Abhängigkeit von der Witterung, im Besonderen der mittleren Windgeschwindigkeit und Niederschlagsintensitäten, aber auch vertikalen Temperaturgradienten ist die Radonkonzentration an der Referenzstation starken kurzfristigen Schwankungen unterlegen. Bezogen auf den Mittelwert über die Gesamtzeitreihe werden Extremwerte zwischen <10 % bis >200 % des Mittelwertes beobachtet. Auch ausgeprägte Tag zu Tag Änderungen um den Faktor 2-5 sind keine Seltenheit. Die Messungen des Jahres 2020 offenbaren auch einen über Monate anhaltenden Trend. Unter dem Einfluss von lang anhaltender extremer Bodentrockenheit in einem Meter Tiefe spätestens seit 2019, führte die im Frühjahr und Sommer 2020 sich zunehmend verstärkende Bodentrockenheit auch der oberflächennahen Bodenhorizonten dazu, dass an der Referenzstation die Radonkonzentration im Boden bei durchschnittlich nur 70% der Radonkonzentration seit April 2012 lag. Wie u.a. der Verlauf der Radonkonzentration im Boden an der Referenzstation während des Jahres 2020 zeigt, können deshalb die Messbedingungen (Witterungsbedingungen) während der Radonmessung nur sehr eingeschränkt mit der Witterung nur im engeren zeitlichen Umfeld des Radonmesszeitpunktes beschrieben werden.

Unter den im Projektzeitraum spätestens seit April 2020 gegebenen Trockenbedingungen ist, bei der Darstellung der theoretischen Grundlagen bereits eingeführt,

- die Emanationsrate und damit die in den Porenraum gelangende Radonmenge verringert,
- die Einengung des Porenraums durch Bodenwasser (in Wasser ist weniger Radon gelöst als in der Bodenluft) ist verringert und somit das Radon durch Bodenluft verdünnt,
- die Gaswegsamkeit im Untergrund ist erhöht, und
- die Anfälligkeit für Exhalationsverluste von Radon in dem erhöht gaspermeablen Untergrund sind verstärkt, weil die Anfälligkeit für die Erzeugung advektiven / konvektiven Radontransports durch die Erzeugung von mechanisch-induzierter (Wind) und thermisch-induzierter (Temperaturen) Luftbewegungen verstärkt ist, bei

- u.U. durch die Ausbildung von tiefreichenden Trockenrissen veränderter Tiefenlage zur Exhalationsfront.

Ein Vergleich zwischen den Jahren über die monatlichen Mittel- und Medianwerte ergibt über die Jahre 2012 bis 2020 gemittelt ein saisonales Radonmaximum an der Radonreferenzstation für die Mittelwerte während der Monate August bis Oktober. Für die Medianwerte verschiebt sich das Maximum in die Monate Juli bis September. Für die Messpraxis ist diese statistische Annäherung nahezu bedeutungslos, weil die Radonkonzentration im Boden während der Einzeljahre sehr unterschiedliche Entwicklungen und Verläufe genommen hat. Die heterogenen Jahrgänge der Einzeljahre erklären den schwach ausgeprägten mittleren Jahrgang der Radonkonzentrationen. Das wirft generell die Frage zur Vergleichbarkeit von Radonmessungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten und während unterschiedlicher Messjahre auf. Ohne Kenntnis der längerfristigen Witterungsentwicklung und v.a. der Bodenfeuchte in unterschiedlichen Niveaus des Bodenprofils zu den Messzeitpunkten sind Radonkonzentration und Gaspermeabilität nur eingeschränkt bewertbar.

Im **sechsten Kapitel** werden die Vergleichsmessungen zwischen mit einem Radonmonitor ausgeführten Kurzzeitmessungen und mit Kernspurdetektoren gemessenen Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe beschrieben und ausgewertet.

Die für den Messvergleich ausgesuchten 109 Messpunkte liegen in einem Umkreis von 100 Kilometer Luftlinie rund um die Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim. Über den gesamten Zeitraum des Messvergleichs waren die Böden an den 109 Vergleichsmesspunkten trotz gelegentlicher, aber wenig ergiebiger Regenfälle trocken bis staubtrocken.

Die an den Messvergleichsstandorten gemessenen Radon-222-Aktivitätskonzentrationen (Kernspurdetektor) liegen zwischen 1 kBq/m^3 und 113 kBq/m^3 . Jeder Radonlangzeitmessung entsprechen Serien von Radonkurzzeitmessungen, die an zwei unterschiedlichen Tagen während der Radonlangzeitmessungen ausgeführt wurden. Das Maximum der mit einem Radonmonitor gemessenen Radonkonzentration je Messstag und Messpunkt wurde dem jeweiligen Radonlangzeitmessergebnis des Messpunktes gegenübergestellt. Zwischen den Radonkurzzeitmessungen unterschiedlicher Messzeitpunkte sind Differenzen erkennbar, die weitgehend auf witterungsbedingten Ände-

rungen der Radonkonzentration im Boden zu den unterschiedlichen Messzeitpunkten beruhen.

Trotzdem ergibt sich für die Messungen eine gute lineare Regression mit einem Korrelationskoeffizienten R^2 von 0,9. Die Steigung der Regressionsgeraden zeigt auch, dass durch die Radonlangzeitmessungen tendenziell höhere Radonkonzentrationen gemessen wurden, als an den Tagen, an denen die Radonkurzzeitmessungen durchgeführt wurden. Dieses Ergebnis zeigt auch, dass bei Verwendung eines identischen Messpunktes, mit einem Kernspurdetektor für die Radonlangzeitmessung und dem Ansaugpunkt für die Radonkurzzeitmessungen mit einem Radonmonitor innerhalb der gleichen Schutzsonde (identischer Messpunkt) die Ergebnisse beider Methoden vergleichbar sind.

Nach der Witterungskorrektur der Radonlangzeit- und Radonkurzzeitmessergebnisse über die Referenzdatenreihe der Radonreferenzstation Oppenheim ergibt sich ein noch höherer Korrelationskoeffizient mit $R^2 > 0,96$. Die Steigung der Regressionsgerade ist praktisch 1, sie schneidet den Nullpunkt der beiden Achsen nahezu perfekt. Damit ist die Vergleichbarkeit der beiden Messmethoden über zwei Größenordnungen hinweg nachgewiesen.

Darüber hinaus belegt die Verbesserung des Korrelationskoeffizienten R^2 durch die Witterungskorrektur die Eignung dieser Korrekturmethode.

Kurzfristige Schwankungen der Radonkonzentration im Boden sind mit Radonlangzeitmessungen mit Kernspurdetektoren teilweise eliminierbar. Saisonale Schwankungen und auch mittelfristige Trends bedürfen aber der Witterungskorrektur über eine oder mehrere langfristig betriebene Radon-Referenzstationen.

Die Bewertung des Radonpotentials für Gesteine in Rheinland-Pfalz in diesem Bericht beruht auf 3400 Radonlangzeitmessungen der Radonkonzentration, die während mehrerer Landesprojekte sowie durch Baugrunduntersuchungen von GeoConsult zur Verfügung stehen. Die Messpunkte werden in **Kapitel 7** auch hinsichtlich der Messbedingungen, vor allem hinsichtlich Bodenfeuchte und Witterung im Vorlauf und zum Zeitpunkt der Messungen kurz charakterisiert. Dem stehen 353 Radonkurzzeitmessungen gegenüber, die in die Radonkarte Deutschland und jetzt auch in die Radonpotentialkarte von Deutschland des BfS eingeflossen sind. Der Datensatz von Radonraumlufmessungen in Rheinland-Pfalz umfasst 1352 Gebäude. Neben den für die Berechnung der Radon-

potentiale benötigten Messdaten hat das zur Regionalisierung der punktuellen Messdaten verwendete Kartenmaterial großen Einfluss auf das Ergebnis. In diesem Kapitel wird deshalb auch die bestehende, für das Projekt verwendbare Kartengrundlage beschrieben.

Kapitel 8 beschreibt die Methodik der Auswahl der Messpunkte wie auch der Datenauswertung. Die Auswahl der Messpunkte erfolgte auf Grundlage großmaßstäbiger geologischer Karten und den zugehörigen Erläuterungen, die auch Informationen zu Gesteinen und Böden enthalten, die aus Maßstabsgründen in Karten nicht darstellbar sind. Des Weiteren sind Informationen aus Forschungsbohrungen und aus Daten der Uranexploration eingeflossen.

Um eine annähernd repräsentative Erfassung der Radonkonzentrationen zu erreichen wurden die Messpunkte nicht in statistischen Messrastern, sondern engständig entlang von Transekten angeordnet, die über möglichst vollständige Gesteinsabfolgen der jeweiligen stratigrafischen Einheiten ohne tektonische Brüche angeordnet sind. Das Problem, dass die Flächen-Elemente, die in der geologischen Karte dargestellt sind stratigrafische Einheiten und nicht Gesteinseinheiten /-typen darstellen, wird in diesem Kapitel ebenfalls erläutert.

In dem Kapitel werden auch Ergebnisse der Radonkurzzeitmessungen des BfS (1992 – 2003) mit den Ergebnissen der Radonlangzeitmessungen (2007-2020) verglichen. Aufgrund der geringen Datendichte der Radonkurzzeitmessungen kam dafür nur eine stratigrafische Einheit (Oberer Buntsandstein) in der Eifel in Frage. Mittelwerte und Medianwerte beider Verteilungen (15 Radonkurzzeitmessungen, 46 Radonlangzeitmessungen) stimmen überein, hinsichtlich Minimal- und Maximalwerte unterscheiden sich beide Datensätze aber beträchtlich, weil die 46 Radonlangzeitmessungen die Gesteinsvielfalt innerhalb dieser stratigrafischen Einheit besser abbilden als die 15 Radonkurzzeitmessungen.

Vergleicht man die Gaspermeabilitäten der Radonkurzzeit- und der Radonlangzeitmesspunkte, so ergeben sich aber wesentliche Unterschiede zwischen den beiden Verteilungen, die sicherlich auch Einfluss auf die Ergebnisse der Radonmessungen hatten.

An 8 der 15 Radonkurzzeitmesspunkte waren die Gaspermeabilitäten sehr niedrig, mit Werten von $2,35 - 9,70 \times 10^{-15} \text{ m}^2$, in 3 weiteren lagen die Gaspermeabilitäten zwischen $1,05 - 6,4 \times 10^{-14} \text{ m}^2$. An den restlichen 4 Radonkurzzeitmesspunkten wurden die Gas-

permeabilitäten mit Werten zwischen $4,50 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ bis $1,60 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ bestimmt. Bodenfeuchtwerte liegen für die Radonkurzzeitmessungen nicht vor. Die Böden waren zum Zeitpunkt der Radonkurzzeitmessungen aber aufgrund der gemessenen Gaspermeabilitäten und entsprechend den Daten der agrarmeteorologischen Wetterstationen mindestens sehr feucht bis nass.

An den Radonlangzeitmesspunkten des Oberen Buntsandsteins lagen die niedrigsten Gaspermeabilitäten in den zum Zeitpunkt der Messungen trockenen und spröde brechenden tonig-lehmigen Böden bei $3,89 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ und sie waren je nach Feinkornanteil in den trockenen sandigen Böden um 1-3 Größenordnungen höher (Abb. 8-5).

Die Diskrepanz der Gaspermeabilitäten an den Radonkurzzeit- und Radonlangzeitmesspunkten hat zwei vorrangige Ursachen:

- Die Bodenfeuchtebedingungen während der Messungen und
- die Auswahl der Messpunkte und die damit einhergehenden unterschiedlichen Gesteine und Böden, die beprobt wurden.

In der Serie der Langzeitmesspunkte werden die zu Staunässe neigenden tonigen und tonig-lehmigen Böden nur durch drei Messpunkte (6% der Messpunkte) repräsentiert. Die Siedlungen gründen wegen des ungünstigen Baugrundes der Lettenzone (tonig-lehmig) fast ausschließlich in sandigen Schichtgliedern des Oberen Buntsandsteins. Deshalb wurden die Lettenzone und sonstige tonig-lehmige Böden bei den Radonlangzeitmessungen nicht entsprechend ihren Flächenanteilen berücksichtigt.

Die scheinbar vergleichbaren statistischen Kenngrößen der Ergebnisse der Radonkurzzeit- und Radonlangzeitmessungen für die stratigrafische Einheit des Oberen Buntsandsteins sind somit anders als bei den bei trockenen Bodenbedingungen durchgeführten zeitgleichen Vergleichsmessungen an identischem Messpunkt (Kapitel 6), nur bedingt als Beleg der Vergleichbarkeit der Methoden zu verwerten

- weil die Messbedingungen (Niederschläge, Bodenfeuchte) und
- die Verteilung der Messpunkte und die unterschiedliche Berücksichtigung toniger, lehmiger und sandigen Schichtglieder des Oberen Buntsandstein offensichtlich unterschiedlich waren.

Zwangsläufig ergeben sich somit schon aufgrund unterschiedlicher Bodenfeuchte und damit Gaspermeabilität unterschiedliche Bewertungen hinsichtlich des Radonpotentials.

Die größten Unterschiede bei der Einschätzung der durchschnittlichen Radonkonzentration bzw. des Radonpotentials von geologischen Schichtgliedern ergeben sich jedoch durch die Messdichte und die Messpunktanordnung (Abb. 8-4). Das für diesen Kartiervergleich hinzugezogene Kartenblatt *GK50 Trier* zeichnet sich durch die mit großem Abstand höchste Messpunktdichte der Radonkurzzeitmessungen in Rheinland-Pfalz aus (Abb. 7-2). Aber selbst innerhalb dieser Region ist die Messpunktabdeckung und Erfassung unterschiedlicher Gesteine bei weitem nicht ausreichend um die Varianz abzubilden. Die für die restliche Landesfläche noch dünnere bis nicht existente Datengrundlage (Kurzzeitradonmessungen) der Radonkonzentrationskarte und jetzt der Radonpotentialkarte des Bundesamtes für Strahlenschutz muss deshalb hier auch benannt werden.

Eine landesweite Regionalisierung der Punktdaten erfolgte in diesem Projekt über die einzige zurzeit landesweit verfügbare geologische Karte, die Geologische Übersichtskarte im Maßstab 1:300.000 (GÜK300, 2003).

Durch dieses Projekt wurden damit erstmals unter Verwendung von 3400 Messpunkten und 124 stratigrafischen Einheiten landesweite Karten der Verteilung der Radonkonzentrationen, Gaspermeabilitäten und der Radonpotentialflächen im Maßstab 1:300.000 auf der Basis einer einheitlichen Datengrundlage berechnet und verfügbar gemacht. Für Teilgebiete wurden die geologische Vielfalt höher auflösende Karten auf der Grundlage der regionalen Gebietskarten im Maßstab 1:50.000 generiert. Sobald die blattschnittfreie geologische Karte von Rheinland-Pfalz im Maßstab 1:50.000 zur Verfügung steht, kann diese Grundlage der landesweiten Karten der Radonkonzentrationen, Gaspermeabilitäten und Radonpotentialflächen werden. Entsprechende Programmierungen und Datenbankbezüge sind bereits vorbereitet. Damit wären noch detailreichere Karten der geologischen Radonpotentialflächen möglich.

Die radiologische Charakterisierung der Verwaltungseinheiten erfolgte durch GIS-Verschneidung der jeweiligen Verwaltungsflächen von Landkreisen, Verbandsgemeinden und Gemeinden mit der geologischen Radonpotentialkarte bzw. den Karten für die Radonkonzentration und Gaspermeabilität. Zusätzlich erfolgte eine Verschneidung mit den tatsächlichen Siedlungsflächen innerhalb der Verwaltungsgrenzen. Überdeckt die Verwaltungseinheit oder Siedlungsfläche Flächen mit unterschiedlichem Radonpotential, so erfolgt eine Zerlegung in Teilflächen, anhand derer eine flächenmäßige Gewichtung

der Radonpotentiale und eine Ermittlung des durchschnittlichen Radonpotentials (Radonkonzentration, Gaspermeabilität) der jeweiligen Verwaltungseinheit bzw. Siedlungsfläche erfolgen kann.

Im dritten Teil des neunten Kapitels erfolgt eine Fehlerbetrachtung.

Die Messungen erfolgten überwiegend in trockenen bis staubtrockenen Böden. Das hat dazu geführt, dass die in 2020 gemessenen Radonkonzentrationen ohne Witterungskorrektur nur Minimalschätzungen der tatsächlichen mittleren Radonkonzentration darstellen. Die Gaspermeabilitäten dagegen sind in den trockenen Böden sicherlich höher als im bisherigen mehrjährigen Mittel.

Während der Messungen in der Eifel wurde dort eine temporäre Referenzstation eingerichtet. Trotz der großen Entfernung von 130 km Luftlinie zwischen beiden Referenzstationen und der um 250 m höheren Lage in der Eifel sind deutliche Ähnlichkeiten im Verlauf der Radonkonzentrationen erkennbar (Abb. 8-8), die die Sinnhaftigkeit einer Witterungskorrektur belegen. Die Anwendbarkeit der Witterungskorrektur auf ähnlich weit von der Referenzstation entfernt liegende Radonmesspunkte im Westerwald wurde bereits während der Vergleichsmessungen (Kap. 6) belegt.

Die Radonkonzentrationen können über eine Referenzstation korrigiert werden, die Gaspermeabilitäten jedoch nicht.

Auch eine Witterungskorrektur der vor April 2012 mit Kernspurdetektoren während der Landesmesskampagnen 2006-2012 gemessenen Radonkonzentrationen ist wegen des Fehlens einer Referenzstation nicht möglich. Um die nachfolgenden landesweiten Betrachtungen auf einen möglichst umfangreichen Datensatz zu stützen, der fast alle stratigrafischen Einheiten des Landes umfasst, wurden die landesweiten Karten mit den witterungsunkorrigierten Radonkonzentrationen berechnet. Ein weiterer Grund ist, dass eine Erhöhung der Gaspermeabilität um eine Größenordnung bei der Berechnung des Radonpotentials einen äquivalenten Effekt erzeugt wie eine Erhöhung der Radonkonzentration um 44 kBq/m^3 . Um die im längerfristigen Durchschnitt aufgrund der während der Messungen trockenen Böden als zu hoch bewerteten Gaspermeabilitäten auszugleichen, werden nur die Radonpotentiale, die auf Grundlage der nicht witterungskorrigierten Radonkonzentrationen berechnet wurden, für die Radonpotentialbewertung von Verwaltungseinheiten verwandt.

Sollten sich zukünftig im Zuge von weiteren Umstellungen im mittleren Witterungsverlauf langfristig trockenere Bodenbedingungen etablieren, dann sind die jetzt noch als im langjährigen Durchschnitt als anomal hoch erachteten Gaspermeabilitäten aber repräsentativ für die geänderten Rahmenbedingungen. Dann würde der Kompensationsgrund entfallen und dann wäre die mit den witterungskorrigierten Radonkonzentrationen berechnete Radonpotentialkarte die realistischere Prognose des Radonpotentials der Verwaltungseinheiten.

Diese Feststellung wirft auch die Frage auf, wie sich die Radonkonzentration in Häusern auf den austrocknenden Böden und zunehmender Gaspermeabilität im Baugrund auf die Radonkonzentration in den Häusern auswirkt und inwiefern Hausmessungen der letzten Jahrzehnte noch repräsentativ für die sich mit dem Klimawandel einstellenden Bedingungen sind.

Dies betrifft nicht nur Gebäude mit offensichtlichen Leckagen in erdberührten Gebäudeteilen, sondern auch Gebäuden mit Weisser Wanne, deren Schutzwirkung vor Radon im wesentlichen auf der Durchfeuchtung und damit ermöglichter Schließung von Haarrissen in den äußeren Teilen der Weißen Wanne beruht.

Die landesweiten Karten der Radonkonzentrationen, Gaspermeabilitäten und Radonpotentiale wie auch das Beispiel einer großmaßstäbigen Gebietskarte (GK50 Trier) werden im **neunten Kapitel** vorgestellt und auch geologisch erläutert. Für die GK50 Trier werden zusätzlich die Karten auf Basis der witterungskorrigierten Radonkonzentrationen präsentiert.

Im Weiteren erfolgt ein Vergleich der auf Radonkurzzeitmessungen basierenden Radonpotentialkarte Deutschland (BfS, 2020) und der auf Radonlangzeitmessungen basierenden Radonpotentialkarte Rheinland-Pfalz.

In Kapitel 6 wurde im Rahmen des Messvergleichs bereits festgestellt, dass die Radonlangzeitmessungen mit Kernspurdetektoren und Radonkurzzeitmessungen mit einem Radonmonitor hochkorrelierte Ergebnisse, vor allem nach der Witterungskorrektur ergeben, solange die Messung zeitgleich und an identischem Ort (innerhalb einer Messsonde) erfolgen. Die statistischen Auswertungen der in unterschiedlichen Messjahren ausgeführten Radonkurzzeitmessungen und Radonlangzeitmessungen für den Oberen Buntsandstein in der Eifel (s.o.) ergab ähnliche statistische Mittelwerte der Radonkonzentrationen beider Datenkollektive. Die Gaspermeabilitäten der Kurzzeitmessungen und der

Langzeitmessungen unterscheiden sich aber aufgrund der sehr feuchten Messbedingungen während der Radonkurzzeitmessungen und der sehr trockenen Messbedingungen während der Radonlangzeitmessungen. Des Weiteren ergaben sich ungleiche Verteilungen bei der Berücksichtigung der auf den Plateauflächen weitverbreiteten tonigen Lehme, die aber keine Siedlungsflächen darstellen. Ein Kriterium bei der Auswahl der Radonlangzeitmesspunkte war aber auch die Relevanz des geologischen Untergrundes als Siedlungsfläche.

Die zum Vergleich verwendete Potentialkarte von Rheinland-Pfalz beruht wie die Deutschlandkarte des BfS ausschließlich auf gemessenen, nicht witterungskorrigierten Radonkonzentrationen.

- Aufgrund der sehr viel höheren Datendichte von mehr als 3400 Radonmesspunkten, die in die Berechnung der RLP-Karte eingeflossen sind (BfS 353 Messpunkte für Rheinland-Pfalz),
- der nicht nur aufgrund der Anzahl, sondern auch wegen der an der geologischen Vielfalt und Siedlungsrelevanz orientierten repräsentativen Beprobung der im Land vorkommenden Gesteine,
- sowie der detaillierter aufgelösten geologischen Kartengrundlage und der an dieser orientierten Regionalisierung der Messwerte,

zeigt die Rheinland-Pfalz-Karte nicht nur ein differenzierteres Bild, sondern auch ein erwartungsgemäß deutlich von der Deutschlandkarte abweichendes Bild.

Die Bewertung des Radonpotentials soll auf der Ebene von Verwaltungseinheiten erfolgen. Ob dies Landkreise, Verbandsgemeinden (oder vergleichbare Einheit) oder Gemeinden sein sollen, bleibt, in Abhängigkeit von der für die Beurteilung vorliegenden Datendichte, der Festlegung des jeweiligen Bundeslandes überlassen.

In **Kapitel 10** wird die in Rheinland-Pfalz angewandte innovative quantitative Methode der Quantifizierung des Radonpotentials von administrativen Einheiten an vier Beispielen erläutert. Je nachdem ob nur die tatsächliche Siedlungsfläche einer administrativen Einheit oder ob die Gesamtfläche inklusive der unbesiedelten Flächen berücksichtigt wird, ergeben sich für die gleiche administrative Einheit z.T. unterschiedliche Bewertungen. Vor allem innerhalb Verwaltungseinheiten mit diverser Geologie oder mit Siedlungsflächen auf unterschiedlichem geologischem Untergrund mit unterschiedlichem

Radonpotential können sich so sehr unterschiedliche Bewertungen für die gleiche Verwaltungseinheit ergeben.

Diese Ergebnisse zeigen, dass hier Klärungsbedarf hinsichtlich des anzuwendenden Klassifikationsverfahrens seitens des Gesetzgebers besteht.

In **Kapitel 11** erfolgt die Klassifikation der Verwaltungseinheiten auf Grundlage der Radonpotentialkarte 1:300.000. Es erfolgt dabei eine differenzierte Betrachtung nach Siedlungsflächen, Gemeindefläche, Verbandsfläche und Landkreisen. Keiner der Landkreise überschreitet ein erhöhtes Radonpotential von $RP > 44$. Bei Betrachtung der Gesamtfläche der Verwaltungseinheiten überschreiten zwei der 170 Verbandsgemeinden den Schwellwert und 141 Gemeinden (6,1 % der Gemeinden). Betrachtet man nur die tatsächlichen Siedlungsflächen, so wird der Schwellwert in 257 Siedlungen (7,1 % der Dörfer, Städte) überschritten. Etwa ein Dreifaches der Gemeinden (458 / 19,9 %) und Siedlungsflächen (744 / 20,6 %) überschreitet bei Betrachtung der Gesamtfläche einen Schwellwert $RP > 38$.

Mit Verkleinerung der Verwaltungseinheit ergibt sich erwartungsgemäß ein differenzierteres Bild, weil sich die Größen der Verwaltungseinheiten an die kleineren geologischen Einheiten mit hohem Radonpotential zunehmend annähern.

Im letzten, dem **12. Kapitel**, erfolgt eine Betrachtung der in Aufenthaltsräumen in Rheinland-Pfalz gemessenen Radon-Raumluftkonzentrationen. Nur für acht der 36 Landkreise liegen Messungen vor. Weil die Teilnahme an den Messungen freiwillig war wurden innerhalb der Landkreise nicht alle Verbandsgemeinden und innerhalb der untersuchten Verbandsgemeinden wiederum nicht alle Gemeinden untersucht. Auf Grundlage dieser dünnen Datenbasis überschreiten in keinem der Landkreise 10 % der Aufenthaltsräume den Referenzwert von 300 Bq/m^3 .

In der VG Prüm überschreiten in 12,5 % der Aufenthaltsräume die Radonkonzentrationen von 300 Bq/m^3 . Diese Statistik beruht aber auf nur 16 Gebäuden in drei Gemeinden.

Die Verbandsgemeinde Mendig liegt innerhalb einer geologischen Zone mit einem Radonpotential $RP > 44$. Die 10 %-Marke wird in dieser Verbandsgemeinde, mit 8,6 % der Aufenthaltsräume mit Radonkonzentrationen höher als 300 Bq/m^3 , dennoch nicht überschritten. Für andere Gemeinden in der gleichen geologischen Zone oder in sich nördlich anschließenden Zonen mit hohem Radonpotential liegen noch keine Innenraum-

messungen vor, sodass die Beurteilung der Auswirkungen einer Überschreitung des Schwellwertes $RP > 44$ auf die Radoninnenraumkonzentrationen nicht möglich ist.

In der südlichen Landeshälfte liegen die Verbandsgemeinden mit den prozentual meisten Aufenthaltsräumen mit hohen Radonkonzentrationen ebenfalls teilweise über Gesteinen mit einem $RP > 44$, aber andere Gemeinden mit ähnlich hohem Radonpotential weisen geringere Überschreitungsraten auf (vgl. Abb 12-3 und Tabelle 12-1).

Eine repräsentative Abschätzung der Wahrscheinlichkeit einer Referenzwertüberschreitung in Aufenthaltsräumen anhand von Raumlufmessungen ist deshalb bei der bestehenden Datenlage noch nicht möglich.

Aus den gleichen Gründen ist auch eine Überprüfung der Schwellwerte, vor allem des vom Bundesamt für Strahlenschutz vorläufig vorgeschlagenen Schwellwertes von $RP > 44$ nicht möglich.

1 Aufgabenstellung

Die Arbeiten zu diesem Projekt sollten die in mehreren Studien während der letzten drei Jahrzehnte erhobenen Daten zur Radonbelastung des Bodens und von Häusern zusammenführen, um eine Bewertung des Radonpotentials von Verwaltungseinheiten (Landkreise, Verbandsgemeinden, Gemeinden) zu ermöglichen. Diese Daten umfassen 2400 Radonlangzeitmessung in der Bodenluft und 1300 Messungen der Radoninnenraumkonzentration in Aufenthaltsräumen.

Darüber hinaus war es nötig, innerhalb von 10 Monaten (von November 2019 bis August 2020) an weiteren 1000 repräsentativen Messpunkten die Radonkonzentration und Gaspermeabilität im Boden in den bisher weitgehend nicht untersuchten nördlichen Landesteilen zu messen und auch im südlichen Landesteil verdichtende Untersuchungen durchzuführen. Begleitende detaillierten Beschreibungen des Bodenaufbaus in den Radonmessbohrungen, Untersuchungen der Bodenfeuchte, der Korngrößenverteilung und der Witterungsbedingungen während der Radon- und Gaspermeabilitätsmessungen waren dazu ebenfalls gefordert. Über eine Radonreferenzstation sollte eine Witterungskorrektur der gemessenen Radonkonzentrationen erfolgen.

Aus Radonkonzentrationen und Gaspermeabilitäten sollten Radonpotentiale gemäß der Definition des Bundesamtes für Strahlenschutz berechnet werden. Die punktuellen Messungen sollten über geologische Karten regionalisiert werden und so landesweite Karten des geologischen Radonpotentials erstellt werden, die Bewertungsgrundlage für die Bewertung des Radonpotentials von Verwaltungseinheiten sein sollten. Dazu sollte auch ein geeignetes Verfahren entwickelt werden, das die Beurteilung der Flächen der Verwaltungseinheiten gemäß den Kriterien des Bundesamtes für Strahlenschutz und des StrlSchG § 121 ermöglicht.

Im Land Rheinland-Pfalz fußen die Bewertungen des Radonpotentials, anders als für die Deutschland-weite Karte des Bundesamtes für Strahlenschutz, nicht auf Radonkurzzeitmessungen, sondern auf Radonlangzeitmessungen der Radonkonzentration im Boden über jeweils mehrere Wochen. In diesem Projekt sollte deshalb auch die Vergleichbarkeit der Radonlangzeitmessungen mit Kernspurdetektoren und von Radonkurzzeitmessungen mit einem Radonmonitor (RTM 1688-2) untersucht werden. Dazu sollte an 100 der Radonlangzeitmesspunkte, jeweils zu zwei Messzeitpunkten, zusätzlich die Radonkonzentration mit Radonkurzzeitmessungen bestimmt werden und der Vergleich bewertet werden.

2 Gesetzliche Grundlagen

Mit dem Inkrafttreten des Strahlenschutzgesetzes (StrlSchG) wurde der Schutz der Bevölkerung vor Radon erstmals gesetzlich geregelt. Das StrlSchG hat hierzu im § 121 Gebiete definiert, für die erwartet wird, dass die über das Jahr gemittelte Radonkonzentration in der Luft in einer beträchtlichen Zahl von Gebäuden mit Aufenthaltsräumen oder Arbeitsplätzen den Referenzwert für Radon von 300 Bq/m^3 überschreitet (sogenannte Radonvorsorgegebiete).

Die zuständige Behörde hat die Festlegung der Radonvorsorgegebiete gemäß § 153 Abs. 1 StrSchV auf Grundlage einer wissenschaftlich basierten Methode vorzunehmen, die unter Zugrundelegung geeigneter Daten Vorhersagen hinsichtlich der Überschreitung des Referenzwerts für Radon ermöglicht. Geeignete Daten sind insbesondere geologische Daten, Messdaten der Radonkonzentration in der Bodenluft, Messdaten der Bodenpermeabilität, Messdaten zur Radonkonzentration in Aufenthaltsräumen oder an Arbeitsplätzen sowie Fernerkundungsdaten.

Die zuständige Behörde kann gemäß § 153 Abs. 2 Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) davon ausgehen, dass die über das Jahr gemittelte Radonkonzentration den Referenzwert für Radon in einer beträchtlichen Anzahl von Gebäuden in der Luft von Aufenthaltsräumen oder Arbeitsplätzen eines Gebiets überschreitet, wenn auf Grund einer Vorhersage nach Absatz 1 auf mindestens 75 Prozent des jeweils auszuweisenden Gebiets der Referenzwert in mindestens zehn Prozent der Anzahl der Gebäude überschritten wird.

3 Physikalische Grundlagen zu Radon

In diesem Kapitel werden nur die Grundlagen formuliert und Begrifflichkeiten definiert. Kapitel 7 baut auf Kapitel 3 auf und beschreibt weitere geologische Variablen, die die Entstehung von Radon, die Freisetzung in den Porenraum und den Transport im Boden und Gestein überprägen.

3.1 Allgemeines

Radon entsteht in den Zerfallsreihen von Uran und Thorium. Unter natürlichen Bedingungen entstehen drei Radonisotope (Rn-222, Rn-220 und Rn-219). Die Radonisotope sind die einzigen Gase in den Zerfallsreihen. Aufgrund sehr kurzer Halbwertszeiten von Rn-219 (3,9 s) und Rn-220 (55,6 s) hat nur das längerlebige Rn-222 (HWZ 3,8 d) Gelegenheit im Boden und Gestein über Diffusion (s.u.) weitere Strecken zu wandern und in nennenswerten Mengen auch in Gebäude zu migrieren. Über konvektiven/advektiven Transport kann aber auch Thoron (Rn-220) in Gebäude gelangen und dort zur Identifikation von Leckagen in der Gebäudehülle zum Baugrund genutzt werden.

Die Konzentrationsangabe für Radon-222 erfolgt als Aktivitätskonzentration und wird in der Regel durch Messungen der Zerfälle seiner kurzlebigen Tochternuklide (Po-218, Po-214) hergeleitet.

Finden in diesem Bericht Radonkonzentration oder Radonaktivitätskonzentration Erwähnung so ist immer die Radon-222-Aktivitätskonzentration gemeint. Die Einheit der Aktivitätskonzentration ist die Anzahl der Zerfälle pro Sekunde und Raumeinheit. Die Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft wird in kBq/m^3 angegeben.

Die Freisetzung von Radon aus geologischen Materialien in die Raumluft erfolgt über Emanation, Transportprozesse und schließlich die Exhalation.

Nur ein geringer Teil der im Gestein entstehenden Radonatome gelangt auch in den Porenraum und hat damit die Möglichkeit zu migrieren. Unter der Radonemanationsrate versteht man den Verhältniswert von in einer Wirtsphase entstehendem Radon zu in den Porenraum übertretendem Radon.

3.2 Neubildung von Radon

Die Mutternuklide des Rn-222, besonders die langlebigen wie das U-238, U-234 und Ra-226, können u.U. als Proxydaten für das Radoninventar eines Gebietes verwandt werden. Die Oxidationsstufe und die Gegenwart von Komplexbildnern beeinflussen entscheidend den Grad der Mobilisierung des Uran (Zhou & Gu, 2005). Deshalb besteht im natürlichen System in der Regel kein Gleichgewicht in der Zerfallsreihe und es ist eine teilweise räumliche Entkopplung von Abschnitten der Zerfallsreihen möglich.

Dies ist insofern von Bedeutung, weil sich die Halbwertszeiten der Radon-Mutternuklide auf den gleichen Zeitskalen befinden, auf denen auch mit Stoffumlagerungen in den Böden und Gesteinen zu rechnen ist. Diese Stoffumlagerungen sind meist verbunden mit einer stofflichen Differenzierung innerhalb der Böden und Verwitterungskrusten der Gesteine. Uran wird z.B. leichter in wässriger Lösung abgeführt, somit in der Verwitterungszone abgereichert, während das direkte Radonmutternuklid Radium eher im Verwitterungsrückstand verbleibt und sich somit dort anreichert (Morse, 1981). Daher muss auch in Regionen ohne hohe Urangehalte mit hohen Radongehalten gerechnet werden, wenn dafür die Radiumkonzentration im Residuum entsprechend erhöht ist.

Entscheidend für die Menge des Radons im Porenraum des Bodens ist neben dem Gehalt des Bodens an der radioaktiven Mutter des Radons-222, Radium-226, die Emanation des Radons aus dem Feststoff in den Porenraum. Die Radonatome erfahren beim Alpha-Zerfall eine Rückstoßenergie von 86 keV. Die Reichweite der Atome in Feststoffen beträgt damit etwa 0,02-0,07 µm (Schuman and Gunderson, 1996). Die Emanation ist somit von dem Verhältnis Oberfläche zu Volumen eines emanierenden Feststoffes abhängig. Die Reichweite der Atome in Luft beträgt etwa 53 µm, es besteht dadurch eine reale Chance, dass die Atome in ein benachbartes Kornstück fliegen und dort in der Oberfläche gebunden werden. Die Produktionsrate P des Radons in der Porenluft ist gegeben durch:

$$P = \frac{\lambda \cdot \rho_b \cdot A_{Ra} \cdot f}{\varepsilon} \quad (1)$$

mit

P	Produktionsrate des Radons [Bq m ⁻³ s ⁻¹]
ρ _b	Schüttdichte [kg m ⁻³]
A _{Rn}	spezifische Aktivität des Radium-226 [Bq kg ⁻¹]
f	Emanationskoeffizient []
ε	Porosität []

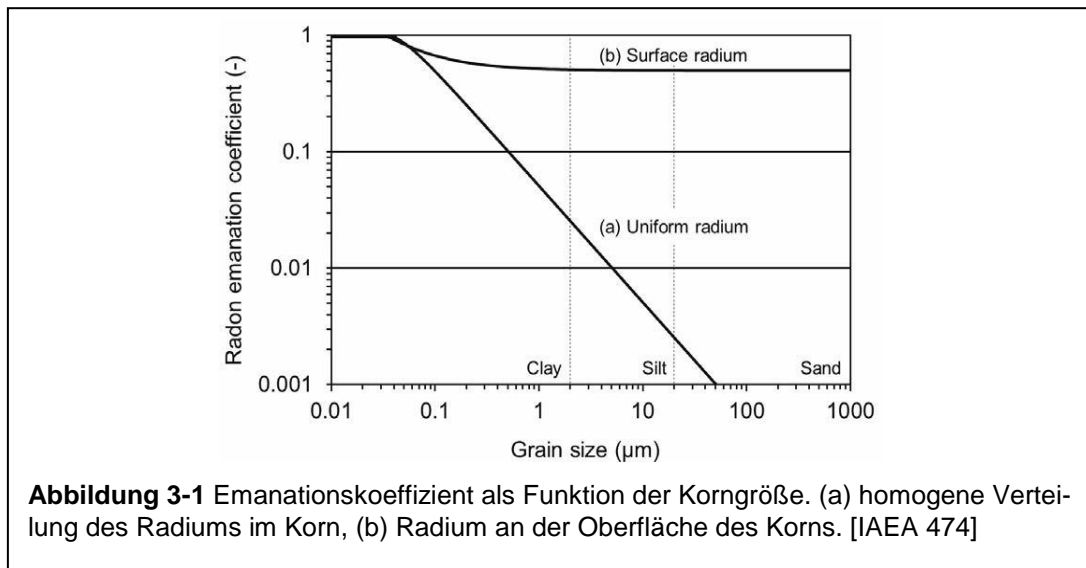
Die Porosität des Bodens ist gegeben durch

$$\varepsilon = \frac{V_W + V_L}{V_W + V_L + V_B} \quad (2)$$

mit

- W Porenwasser
- L Bodenluft
- B Boden

Die Abhängigkeit des Emanationskoeffizienten von der Verteilung der Radonmutternuklide bzw. der Korngröße der Wirtsphase zeigt die folgende Abbildung 3-1:



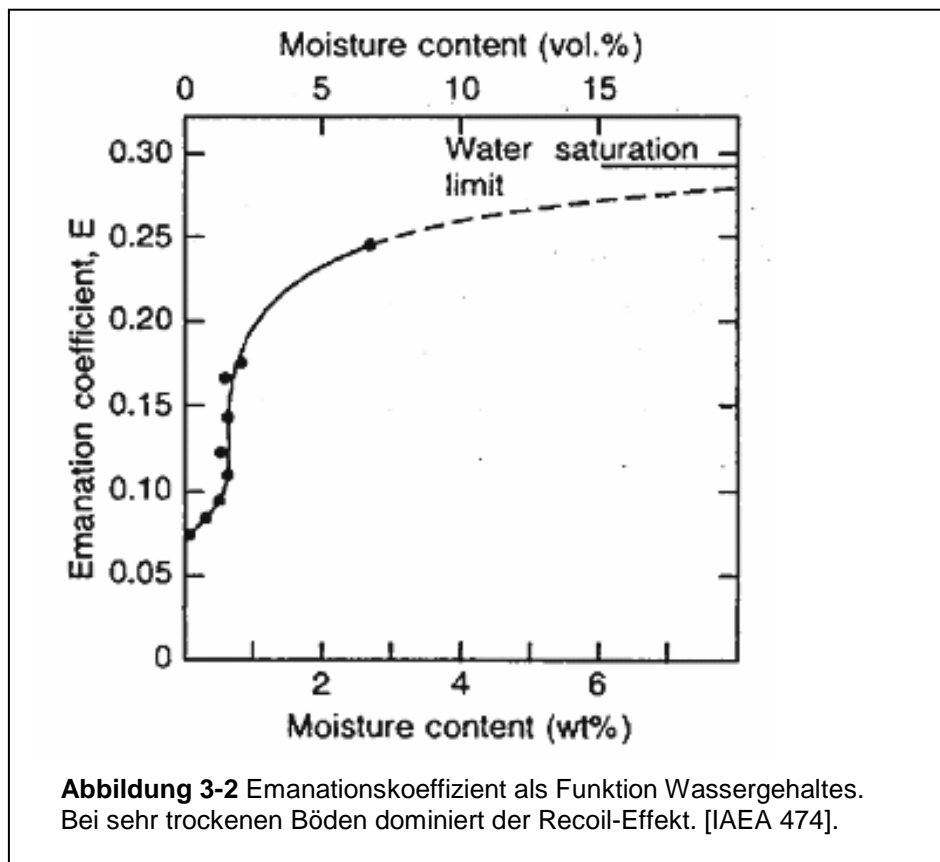
Damit ist nicht nur die Präsenz, sondern auch die Verteilung der Mutternuklide im Wirtsgestein eine bestimmende Größe der Emanation. Sie wird bei diffuser Verteilung der Mutternuklide (z.B. im Sediment) wegen der größeren aktiven Oberfläche höher sein als in kompakten Vorkommen auf Erzgängen (Greenman und Rose, 1996). Sind die Mutternuklide Bestandteil von Tonüberzügen oder von organischen Überzügen auf Sedimentkörnern, so können sie trotz niedriger Konzentrationen bezogen auf das Gesamtgestein, doch große Teile dessen Oberfläche einnehmen und deshalb sehr hohe Emanationsraten erreichen.

Eine wesentliche Rolle spielen deshalb auch ganz allgemein die Korngröße und die Kornform, die die relative Größe der Kornoberfläche bestimmen (Greenman und Rose, 1996). Mit kleiner werdender Korngröße und/oder stärker von der Kugelform abwei-

chender Form vergrößert sich auch die Größe der Kornoberfläche pro Volumeneinheit. Mit größer werdender Kornoberfläche steigt die Chance, dass ein Radon-Atom das Mutterkorn verlassen kann. Zu einer Oberflächenvergrößerung können auch vorangegangene Zerfälle mit Schädigung des Mineralgitters führen (Schuman and Gunderson, 1996).

Weil der Emanationskoeffizient durch die Menge der Übertritte in den Porenraum bestimmt ist, steigt die Emanation auch mit zunehmendem Porenvolumen (Greeman und Rose, 1996).

Die Bodenfeuchte wirkt sich ebenfalls auf den Emanationskoeffizienten aus. Im Gegensatz zur Reichweite in Luft (63µm) beträgt die Rückstoßweite für ein Rn-Atom in Wasser nur 0,1µm (Schuman and Gunderson, 1996). Bereits ein dünner Feuchtigkeitsfilm um die Mineralkörner kann deshalb zu einer entscheidenden Dämpfung des Rückstoßes führen, was zu einem Abfangen des Radonatoms im Porenraum führt und verhindert, dass das Atom von einem Korn in das benachbarte Korn geschossen wird.



Andererseits sinkt die Radonkonzentration im Porenraum mit abnehmender Bodenfeuchte und zunehmendem luftgefülltem Porenraum. Bei 10°C beträgt die Radonkon-

zentration in der Bodenluft das fast Dreifache der Radonkonzentration im mit der Bodenluft im Gleichgewicht stehenden Bodenwasser (Menetrez et al., 1996).

Die Abhängigkeit des Emanationskoeffizienten vom Wassergehalt zeigt Abbildung 3-2. Ab einem Feuchtegehalt von etwa 5 Gewichtsprozent (Gew%) ist der Emanationskoeffizient konstant, darunter sinkt er bis zu einem Faktor 6 ab. Typische Emanationskoeffizienten von Mineralien liegen bei etwa 0,25.

Die Abhängigkeit des Emanationskoeffizienten vom Wassergehalt des Bodens lässt sich mit der folgenden empirischen Formel beschreiben [IAEA 474]:

$$E = E_0 \cdot (1 + 1,85 \cdot (1 - e^{(-18,8 \cdot m)})) \quad (3)$$

mit

- E Emanationskoeffizient []
- E₀ Emanationskoeffizient im trockenen Zustand []
- m Anteil des wassergefüllten Porenvolumens

Die Bildungsrate des Radons in der Porenluft ist somit neben dem Radiumgehalt des Gesteins primär von der Korngröße (Variation etwa Faktor 100) und der Bodenfeuchte (Variation etwa Faktor 6) abhängig. Während die Korngrößenverteilung konstant ist, ist die Bodenfeuchte witterungsabhängig.

3.3 Transportmechanismen für Radon in der Bodenluft

Eine Gefährdung kann von Radon aber nur ausgehen, wenn es in die Raumluft freigesetzt wird. Deshalb spielen endogene (Geologie, Böden) und exogene (Topographie, Witterung, Bodenfeuchte/Gasdurchlässigkeit) Faktoren, die die Migrationsgeschwindigkeit des kurzlebigen Radon im Untergrund bestimmen eine mindestens so bedeutsame Rolle wie der Emanationskoeffizient. Eine Zusammenfassung zu den, die Migration und Konvektion beeinflussenden geologischen und klimatischen Faktoren, liefern Schuman und Gunderson (1996).

Die Vernetzung des Porenraumes, der Porendurchmesser und die Porengeometrie (beide Letztere v.a. mit Auswirkungen auf die Wegsamkeit für Flüssigkeiten bzw. die Blockade von Gaswegsamkeit durch Verschließen der Porenmenisken) entscheiden in erster Näherung über die Reichweite von Radon im Boden. Die Diffusionsweite für Ra-

don kann über die Bodenart (Korngrößenverteilung in einem Bodenhorizont) und die Halbwertszeit theoretisch abgeschätzt werden (s. Kap. 3.3.1).

Die Bodenart (und auch Kornform) bestimmt die mittlere durch die Bodenart bedingte Porengröße. Auch die Porosität (Anteil des Porenvolumens am Gesamtvolumen) steht zum Teil in Abhängigkeit von der Bodenart und Kornform, ist aber auch abhängig von anderen Faktoren, die die Lagerungsdichte primär (Sedimentation) oder sekundär (biogene Auflockerung und Verfrachtung, Schrumpfung, Lösung und Abfuhr bzw. Zufuhr von mineralischen Komponenten, Mineral-um/-neubildungen) beeinflussen.

Diese und weitere Faktoren führen zur Ausbildung des Bodengefüges: Primär zu Einzelkorngefüge, Kittgefüge, Kohärentgefüge; sekundär durch biologische und chemische Wechselwirkungen zu Aufbau- und Ballungsgefüge oder durch Schrumpfung und Orientierung der Feinbodensubstanz zu Absonderungsgefügen. „Das Bodengefüge ist keine Konstante, sondern eine (lokale) Summierung von äußerst dynamischen Bodeneigenschaften“ (Kuntze et al. 1994). Die Porosität steigt von grobkörnigen (Sand, Kies) zu feinkörnigen Bodenarten (Schluff, Ton) an, gleichzeitig verringert sich aber die Permeabilität wegen der kleiner werdenden Porendurchmesser. In der Tonfraktion finden sich vornehmlich Schichtsilikate (Tonminerale). Die Tonblättchen erfahren bei der Sedimentation eine schichtparallele Einregelung und schaffen so primär stark anisotrope Gaswegsamkeiten mit vergleichsweise geringerer vertikaler Permeabilität. Wie oben bereits ausgeführt sind tonige Böden aber besonders anfällig für die Ausbildung von Absonderungsgefügen.

Sekundäre Wegsamkeiten wie rezente oder fossile Wühlgänge, Wohnröhren und Wurzelröhren (vor allem in Schluffen) begünstigen den konvektiven Gastransport.

In bei Trockenheit zu Schrumpfrissen neigenden bindigen Böden kann die Ausbildung von mehreren Millimeter bis Zentimeter weiten und mehreren Dezimeter in die Tiefe reichenden Trockenrissen nicht nur zum bestimmenden Faktor für die Geschwindigkeit des Gastransportes werden, sondern auch die Lage der Exhalationsfront (normalerweise die Bodenoberfläche) in die Tiefe verlagern. Radonmessungen in einem Meter Tiefe müssten dann berücksichtigen, dass die geforderte Überdeckung des Radonmesspunktes von einem Meter nicht gegeben ist.

Ähnlich komplex und vielfältig sind die Bedingungen für den Gastransport im Festgestein.

Die Migrationsgeschwindigkeit und Exhalationsrate kann auch in geklüftetem oder geschiefertem Gestein und entlang tiefreichender tektonischer Störungen um Größenordnungen höher sein als unter der Annahme eines Gastransportes über den Porenraum zu erwarten wäre (Ioannides et al, 2003, Yang et al., 2003, Singh et al, 2006, und die in diesen zitierte Literatur).

Ebenso können tektonische Störungsflächen in Teilen zu Bewegungsbahnen für Fluide werden. Meist stellen sich tektonische Störungen nicht als einzelne Bewegungsflächen dar, sondern es bilden sich mehrere subparallele Bewegungsflächen, die das Schichtversagen verteilt abtragen. Verteilen sich die Störungsscharen über mehrere hundert Meter oder mehrere Kilometer bei gleichsinniger Bewegungsrichtung, so spricht man von Staffelbrüchen. Sind die alten oder noch aktiven tektonischen Bewegungsbahnen in Festgestein angelegt, so werden sie meist von tektonischen Brekzien, entlang der Störung durch die Bewegung zerruscheltem Gestein, begleitet.

Werden die tektonischen Brekzien im Laufe der Erdgeschichte nicht durch aus Fluiden ausfallende Mineralneubildungen verkittet, dann können sie bedeutende Leitbahnen für den Aufstieg von Bodengas und Radon bzw. ascendente Wässer sein, die Radonmutternuklide aus der Tiefe in oberflächennahe Bodenschichten verfrachtet haben können. In Rheinland-Pfalz sind vergleichbare Bedingungen landesweit gegeben.

In Regionen mit tiefreichenden Störungen und/oder vulkanischer (Rest)-Aktivität können aus Magmenkammern oder aus dem Erdmantel aufsteigende Gase (Methan, Schwefelwasserstoff, Kohlendioxid, Helium) zum Trägergas werden und die Mobilität und die Exhalation von Radon begünstigen (z.B. Yang et al. 2003). Auch über Kohlenwasserstofflagerstätten sind solche Trägergasströme bekannt. In Rheinland-Pfalz sind es vor allem Eifel, Westerwald und Oberrheingraben in denen wesentliche Vorkommen von Trägergasströmen bekannt sind.

Das gefaltete Grundgebirge des Rheinischen Schiefergebirges, das den gesamten nördlichen Teil von Rheinland-Pfalz unterlagert und auch den weitaus größten Teil der Gesteine an der Oberfläche darstellt, besteht überwiegend aus Gesteinsabfolgen von Sandsteinen und Tonsteinen, karbonatischen Gesteinen und Konglomeraten. Durch die Faltung der Gesteine hat sich in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung eine mehr oder weniger engständige Schieferung (engständiger in Tongesteinen, weitständig in kompetenten grobklastischen Gesteinen) parallel/subparallel zu den Faltenachsen und in mehr oder weniger steilem Winkel zur Schichtung der Gesteine ausgebildet. Innerhalb

der Faltenstrukturen und innerhalb der gleichen Gesteinsschicht gibt es wiederum durch Dilatation und Stauchung in unterschiedlichen Teilen der Falte unterschiedliche Gasdurchlässigkeiten und Wegsamkeiten für Radon. Im Rheinischen Schiefergebirge gibt es auch vorwiegend Ost-West-streichende Störungszonen mit Überschiebungsstrukturen, innerhalb derer in der überschobenen Decke besonders intensiv ausgeprägte Störungs- und Bruchmuster ausgeprägt sind.

In karbonatischen Gesteinen sind durch Klüftung und tektonische Störungen geschaffene Schwachstellen häufig Ansatzpunkte für Verkarstungsprozesse, die oberflächennah wie auch im tieferen Untergrund (ähnlich wie Bergwerkgebäude) das Transportregime für Radon wesentlich in Richtung konvektiver Transportprozesse verlagern können.

Die Topografie (Hangneigung, Exposition, Höhe) wirkt sich auf den Aufbau der Bodenprofile, auf Stoffumlagerungen, die Niederschlagsmenge, die Feuchte im Untergrund, die mittleren Luftdruckverhältnisse und die Frosthäufigkeit aus (temporär, Bodenfrost reduziert Radonaustritt, verändert Migrationsrichtung) (Dyck et al., 1976, Schuman and Gunderson, 1996, Kayrat, A.H. et al., 2001, Merolla et al., 2004).

3.3.1 Diffusiver Gastransport im Boden und Gestein

Diffusion ist ein konduktiver Stofftransport, ein Transport ohne Strömung, in der sich Stoffe allein aufgrund der brownischen Molekularbewegung (Bewegungsrichtung zufällig) bewegen. Voraussetzung für die Diffusion ist somit ein Konzentrationsgefälle, ein Konzentrationsgradient entlang dessen sich Stoffe bewegen. Je steiler dieser Gradient ist desto schneller erfolgt der Transport. Die Flussdichte (Menge des transportierten Mediums) ist somit abhängig vom Konzentrationsgefälle und bezeichnet die Menge eines Gases das pro Zeiteinheit durch eine Flächeneinheit an einem Punkt entlang des Konzentrationsgradienten fließt. Konzentrationsgradient und Flussdichte sind proportional zueinander und der Proportionalitätsfaktor D wird als Diffusionskonstante bezeichnet (1. Fick'sches Gesetz).

Die Transportgleichung für Radon ist gemäß dem Fick'schen Gesetz in einem eindimensionalen Modell wie folgt:

$$\frac{dC(t, z)}{dt} = D \cdot \frac{d^2C(t, z)}{dz^2} - v \cdot \frac{dC(t, z)}{dz} - \lambda \cdot C(t, z) + \lambda \cdot C_0 \quad (4)$$

Die Terme auf der rechten Seite sind:

- Diffusion des Radons
- Konvektion des Radons
- Radioaktiver Zerfall des Radons während des Transports
- Neubildung des Radons im Porenraum durch Emanation

Hierbei sind

Z	Strecke [m]
D	Diffusionskoeffizient [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]
v	Konvektionsgeschwindigkeit im Porenraum [m s^{-1}]
λ	Zerfallskonstante des Radons-222: $2,1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$

Die Diffusionsgeschwindigkeit ist abhängig von dem diffundierenden Gas und der Matrix in der es sich bewegt. Je schneller ein Gasteilchen ist und je weniger es mit anderen Gasteilchen und Bodenteilchen kollidiert, desto schneller verläuft die Diffusion. Größere Gasteilchen (mit kleinerem Diffusionskoeffizient) sind deshalb langsamer als kleinere, und Gase bewegen sich in Flüssigkeiten (z.B. Wasser) sehr viel langsamer als in Gasen.

Die Diffusionsweite von Radon ist aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit stark beschränkt.

Als Maß wird auch die Diffusionslänge (l) verwendet. Die Diffusionslänge entspricht der Entfernung entlang derer die Radonkonzentration von der ursprünglichen Konzentration 1 auf eine Konzentration von $1/e$ ($e = 2,718$) gesunken ist. Für Radon bedeutet das, dass nach $3 \cdot l$ nur noch etwa 5 % der Anfangskonzentration erhalten sind.

Typische Diffusionslängen für Radon sind in Wasser und wassergesättigtem Boden wenige Zentimeter bis Dezimeter, in erdfeuchten Tonen und Lehmen bis zu 1,5 Meter. In trockenen Sanden und Kiesen beträgt sie bis zu 2 Meter (Kemski et al, 1996) und ist damit nur geringfügig kürzer als in Luft (2,2 m).

Für den stationären Fall und den Randbedingungen einer Radonkonzentration über der Bodenoberfläche von 0 und in unendlicher Tiefe ist konstant

$$C(z=0) = 0$$

$$C(z \rightarrow \infty) = 0$$

ist die Konzentration in Abhängigkeit von der Tiefe z gegeben durch:

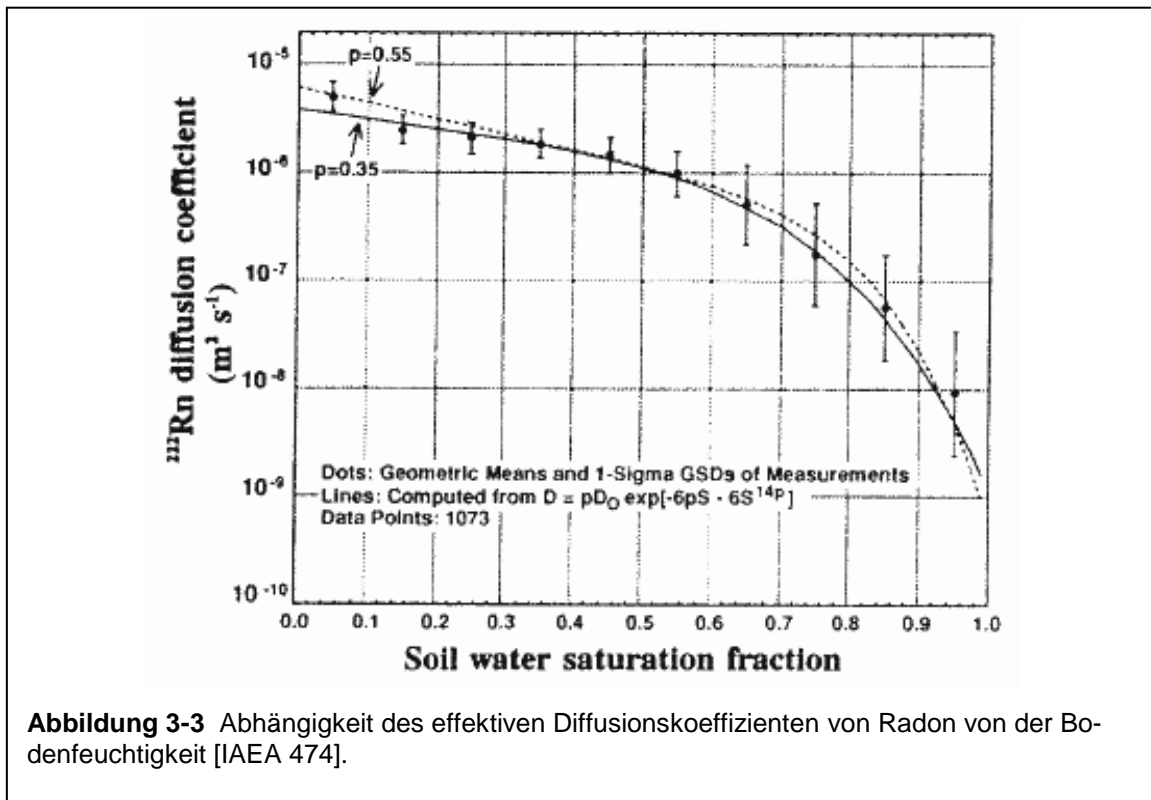
$$C(z) = C_0 \left(1 - e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D}} \cdot z} \right) \quad (5)$$

Die Diffusionskoeffizienten von Radon in Luft und in Wasser unterscheiden sich um 4 Größenordnungen. Deshalb ist der Transportvorgang auch stark vom Wassergehalt im Porenraum des Bodens abhängig. Die Diffusionskoeffizienten sind:

$$D_{\text{Wasser}} = 1 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$$

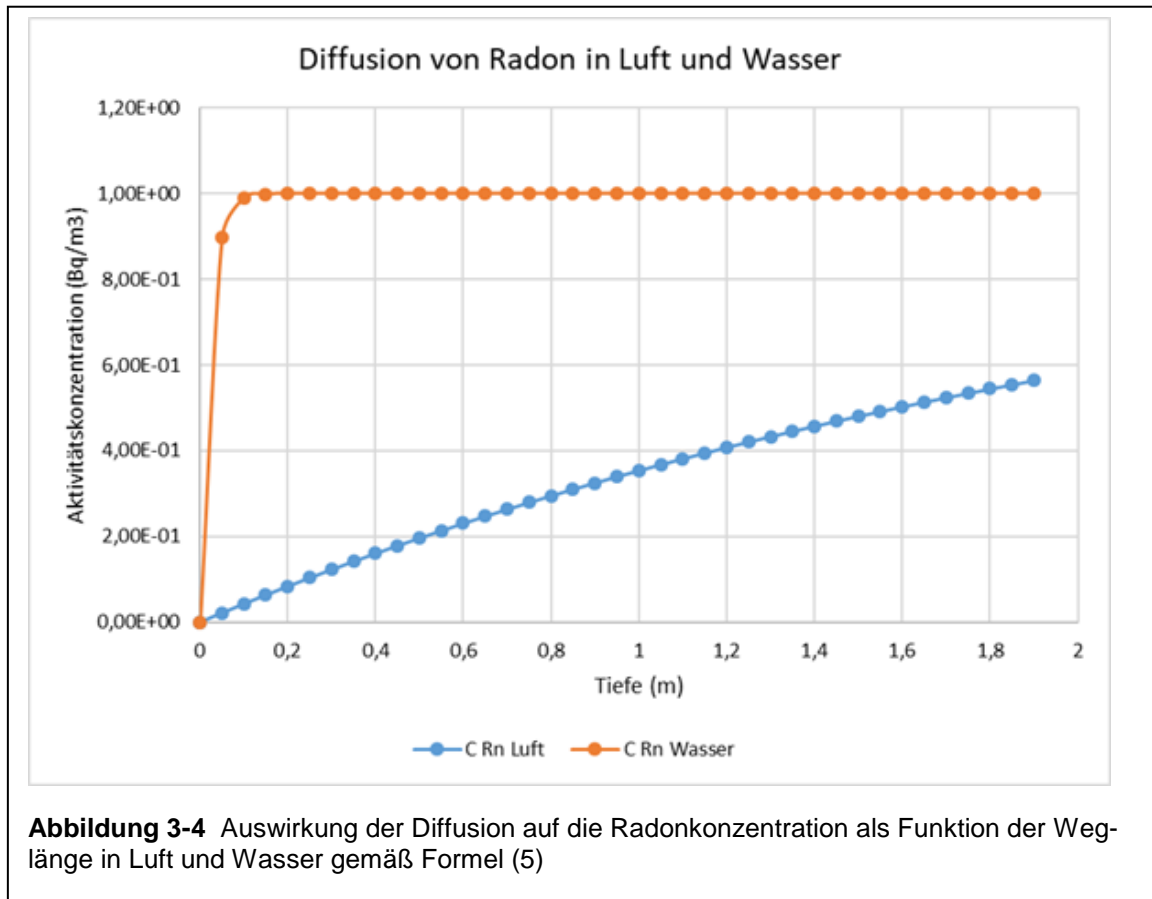
$$D_{\text{Luft}} = 1,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$$

Bei einem reinen Transport des Radons durch Diffusion in der Bodenluft betrüge die Radonkonzentration in 1 Meter Tiefe demnach nur 35 % von der bei einem reinen Transport durch Wasser (Abb. 3-4; angenommenen Radonquelle in unendlicher Tiefe). Ursächlich hierfür ist in trockeneren Böden die starke Verarmung an Radon durch die erleichterte Entgasung (Exhalation) von Radon in die Atmosphäre.



Da die Radonotope im realen Boden nicht über den direkten Weg diffundieren können, sondern Umwege um die Körner im Boden nehmen müssen, muss die Tortuosität berücksichtigt werden. Die Tortuosität ist u.a. auch abhängig von der Konzentration und Verteilung des Wassers im Porenraum.

Die Porosität des Bodens muss ebenfalls berücksichtigt werden, da sie das Maß des freien Porenvolumens bestimmt.



Der effektive Diffusionskoeffizient D_B im Boden in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte lässt sich mit der folgenden empirischen Formel (aus [IAEA 474]) beschreiben:

$$D_B = D_L \cdot n_T \cdot e^{(-6 \cdot m \cdot n_T - 6 \cdot m^{1.4} \cdot n_T)} \quad (6)$$

- mit
- n_T totale Porosität
- m Anteil des wassergefüllten Porenraums

Die totale Porosität n_T wird die folgt berechnet:

$$n_T = 1 - \left(\frac{\rho_b}{\rho_g}\right) \quad (7)$$

- mit
- ζ_b Schüttdichte, Dichte der realen Schüttung [kg m^{-3}]
- ζ_g Korndichte, Dichte des massiven Kornmaterials [kg m^{-3}]

Der Anteil m des wassergefüllten Porenraums kann wie folgt berechnet werden:

$$m = \frac{\rho_b \cdot \theta_d}{100 \cdot \rho_w \cdot n_T} \quad (8)$$

mit

Θ_d Wassergehalt bezogen auf die Trockenmasse [%]

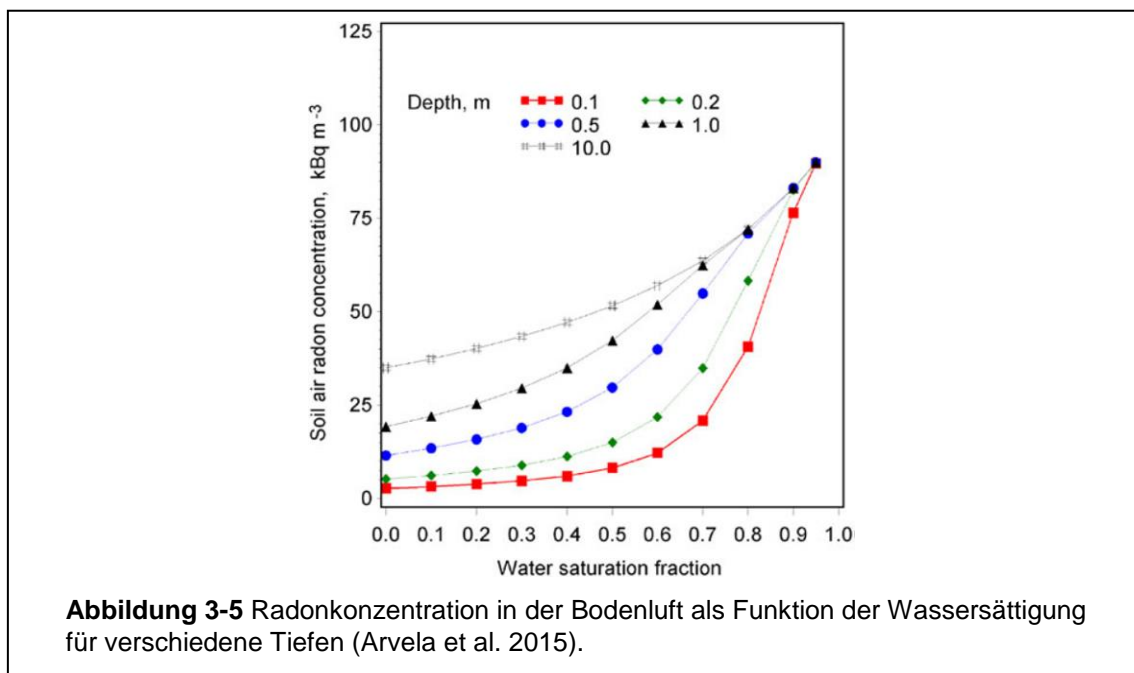
ζ_w Dichte von Wasser [kg m^{-3}]

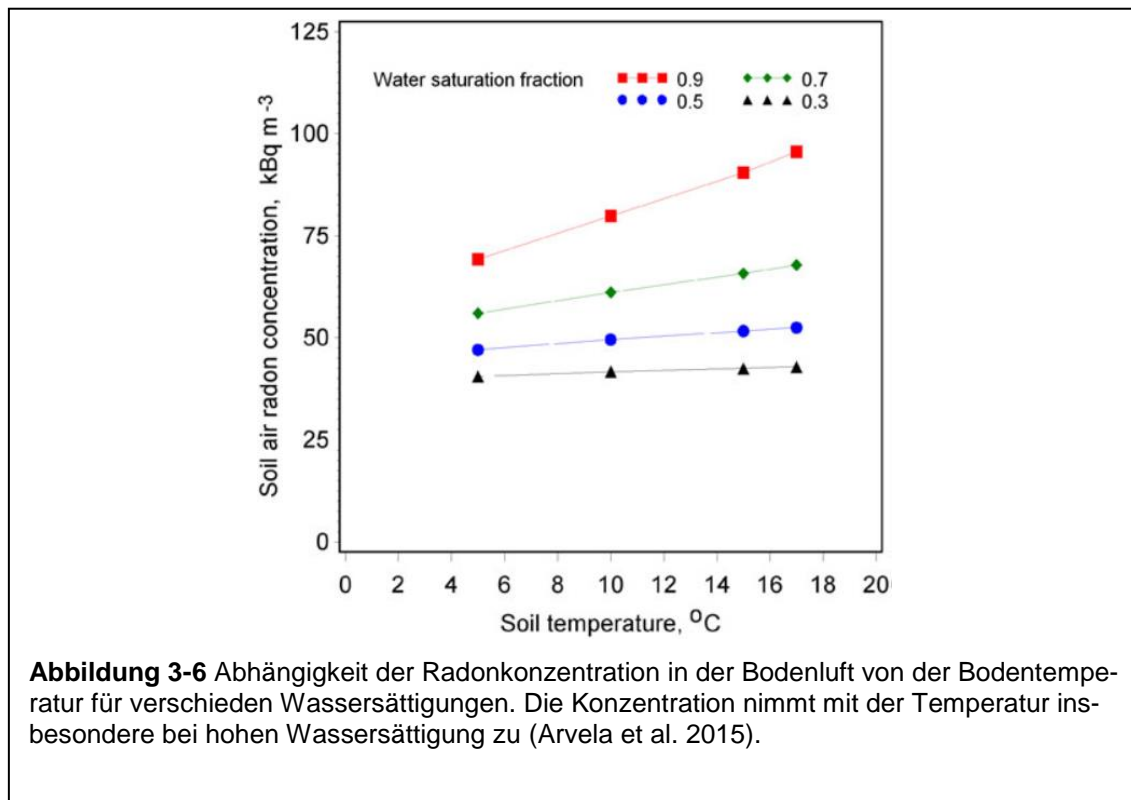
Die Konzentration des Radons in der Bodenluft ist somit von der Bodenfeuchte abhängig. Die Radonkonzentration nimmt mit steigender Wassersättigung zu (mögliche Variation in 1 Meter Tiefe etwa Faktor 4; Abb. 3-5).

Der Diffusionskoeffizient von Radon in Luft ist zudem temperaturabhängig. Es gilt (Maeng 2019):

$$D(T) = 1,1 \cdot 10^{-5} \cdot \left(\frac{T}{273}\right)^{\frac{2}{3}} \quad (9)$$

Die Auswirkung dieser Temperaturabhängigkeit auf die Radonkonzentration ist jedoch minimal und liegt im Bereich weniger Prozent (Abb. 3-6).





Wichtiger ist der Einfluss der Temperatur auf die Verschiebung des Lösungsgleichgewichts des Radons zwischen Luft und Wasser.

Die Verteilung von Radon in Luft und Wasser nach dem Ostwald-Gesetz wird durch folgende Gleichung beschrieben:

$$L = \frac{C_W}{C_L} \quad (10)$$

mit

C_W Radonkonzentration in Wasser [Bq m⁻³]

C_L Radonkonzentration in Luft [Bq m⁻³]

L Ostwaldscher Verteilungskoeffizient

Tabelle 3-1: Temperaturabhängigkeit des Ostwaldschen Verteilungskoeffizienten (Arvela et al. 2015)

T [°C]	L []
0	0,525
5	0,429
10	0,357
15	0,302

Mit zunehmender Temperatur nimmt die Löslichkeit des Radons im Wasser ab.

3.3.2 Konvektiver oder advektiver Gastransport

Radon oder seine Mutternuklide können konvektiv (Transport mit Wasser) oder advektiv (Transport mit Bodenluft) mit Fluidströmungen im Boden/Gestein mit geschleppt werden. Radon kann dann über Klüftung, Schieferung oder sedimentäre und tektonische Trennflächen über mehrere Dekameter verfrachtet werden. Diese geologischen Diskontinuitäten ermöglichen aber auch den Transport von Radonmutternukliden (Uran oder Radium) in Fluiden (Wasser, Kohlenwasserstoffe, s.o.).

Treibende Kraft für die Konvektion des Radons mit der Bodenluft sind Druckunterschiede auf der Transportstrecke. Diese können thermisch oder mechanisch induziert sein. Die Konvektionsgeschwindigkeit wird durch das Gesetz von Darcy beschrieben:

$$k = \frac{Q \cdot \eta \cdot l}{A \cdot dP} \quad (11)$$

mit

k	Permeabilität [m ²]
Q	Fließrate in [m ³ s ⁻¹]
η	Dynamische Viskosität des Fließmediums [Pa s]
l	durchströmte Länge des porösen Körpers [m]
A	durchströmte Querschnittsfläche des porösen Körpers [m ²]
dP	Druckdifferenz über die Länge l [Pa]

Die Permeabilität hängt nur von den Eigenschaften des durchströmten Mediums ab (Materialkennwert), denn das Produkt aus Fließrate Q und Viskosität bleibt konstant. Für die Transportgeschwindigkeit des Radons in der Luft im Boden gilt:

$$v = \frac{k}{\eta} \cdot \frac{dP}{dz} \quad (12)$$

mit

k	Permeabilität des Bodens [m ²]
η	dynamische Viskosität der Luft 1,8x10 ⁻⁵ Pa s
dP	Druckdifferenz [Pa]
dz	Strecke über die Druckdifferenz [m]
v	Konvektionsgeschwindigkeit [m s ⁻¹]

Tabelle 3-2 Typische Permeabilitäten von reinen Bodenarten sind.

Bodenart	Permeabilität [m ²]
grober Kies	10 ⁻⁷
feiner Kies	10 ⁻⁹
Sand (FS-GS)	10 ⁻¹¹ - 10 ⁻⁹
feiner Schluff	10 ⁻¹³
Ton	10 ⁻¹⁵ - 10 ⁻¹⁶

Die Permeabilitäten des Bodens reichen von 10⁻⁷ bis 10⁻¹⁶ m². Die Permeabilität ist wie folgt von der Bodenfeuchte abhängig:

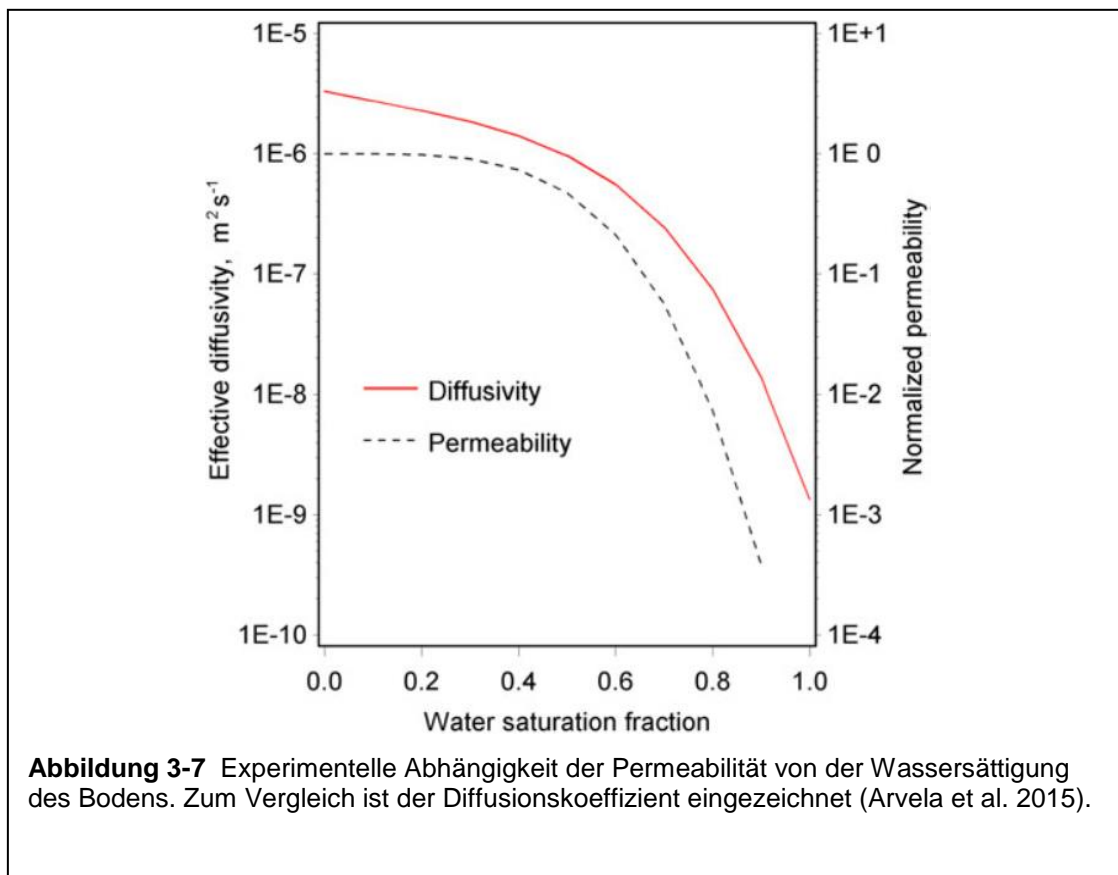
$$k_n = e^{(-12 \cdot m^4)} \quad (13)$$

mit

k_n auf trockenen Boden normierte Permeabilität

m Anteil des Wassergefüllten Porenraums

Somit nimmt die Permeabilität mit zunehmender Bodenfeuchte ab. Die Variabilität der Permeabilität bezüglich der Bodenfeuchte kann einen Faktor von bis zu 1000 annehmen.



3.4 Radonpotential

Grundlage der zukünftigen Bewertung der Radonbelastung einer Region soll das Radonpotential sein. Für die Radonpotentialkarte Deutschland berechnet sich das Radonpotential durch das Bundesamt für Strahlenschutz leicht modifiziert in Anlehnung an Neznal (2004) als

$$RP = \frac{C_{Rn}}{-\log_{10} \cdot k - 10} \quad (14)$$

mit

C_{Rn} = Radonbodenluftkonzentration [kBq/m³]

k = Gaspermeabilität [m²]

Bossev und Hoffmann (2018) kommentieren das Radonpotential wie folgt: „Das Radonpotential ist eine dimensionslose, empirische und einfach zu berechnende, handhabbare Größe, die sich üblicherweise im Bereich von 1-200 bewegt. Das geogene Radonpotential wurde als Variable im Gegensatz zu früheren Ansätzen, in denen nur die Bodenluftkonzentration verwendet wurde, gewählt, um auch dem Transport des Radons im Boden Rechnung zu tragen, der mit der Permeabilität quantifiziert wird. Die Definition des Neznal-Radonpotentials wurde von den Autoren heuristisch gewählt, um eine optimale Klassenkorrelation zwischen dem Radonpotential und der Innenraumkonzentration herzustellen“.

Die Schwelle für die Festlegung von Vorsorgegebieten wurde vom BfS mit $RP = 44$ festgelegt.

Eine Erhöhung der Permeabilität um eine Größenordnung führt zur gleichen Veränderung des Radonpotentials wie eine Erhöhung der Radonkonzentration um 44 kBq/m³.

Der Faktor 10 im Nenner der Definition für das Radonpotential RP führt dazu, dass das RP bei Permeabilitätswerten größer etwa $6 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ extreme positive Werte annimmt, bei einer Permeabilität von 10^{-10} m^2 nicht definiert ist und bei Werten größer 10^{-10} m^2 negativ wird (Abb. 3-10). Dies führt dazu, dass Änderungen der Permeabilität in diesen Bereichen durch Witterungseinflüsse extreme Auswirkungen auf das berechnete Radonpotential haben können (vgl. Abb. 3-2).

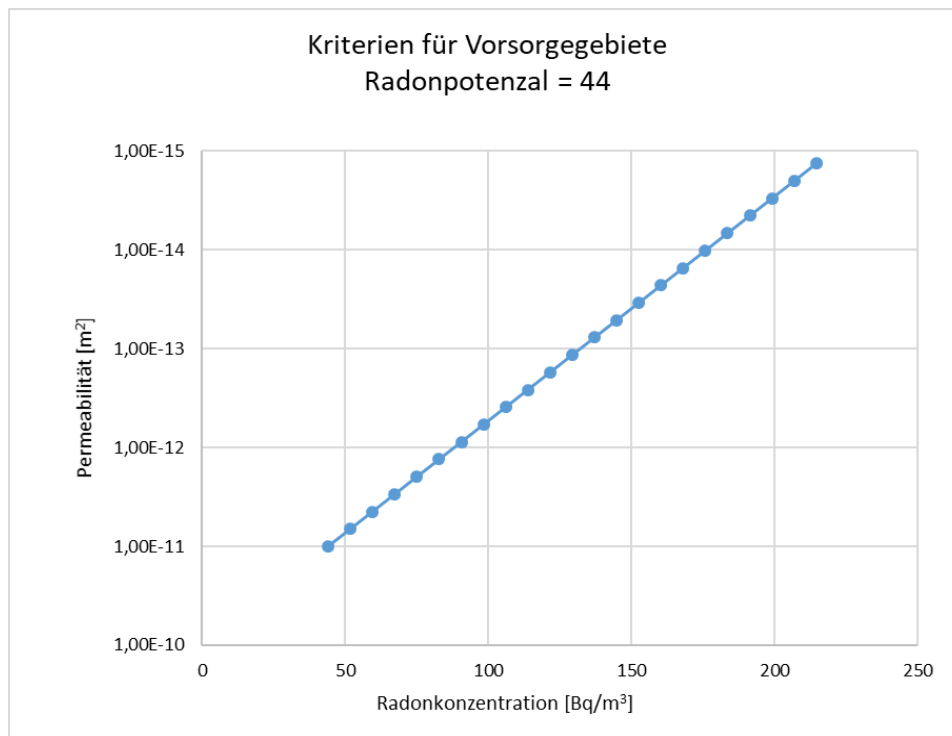


Abbildung 3-8 Werte für die Radonkonzentration in der Bodenluft in 1 Meter Tiefe und der Permeabilität, die zusammen ein Radonpotential von 44 ergeben. Für eine Permeabilität von 10^{-10} m^2 ist das RP nicht definiert (Nullstelle). Berechnet gemäß Formel (14).

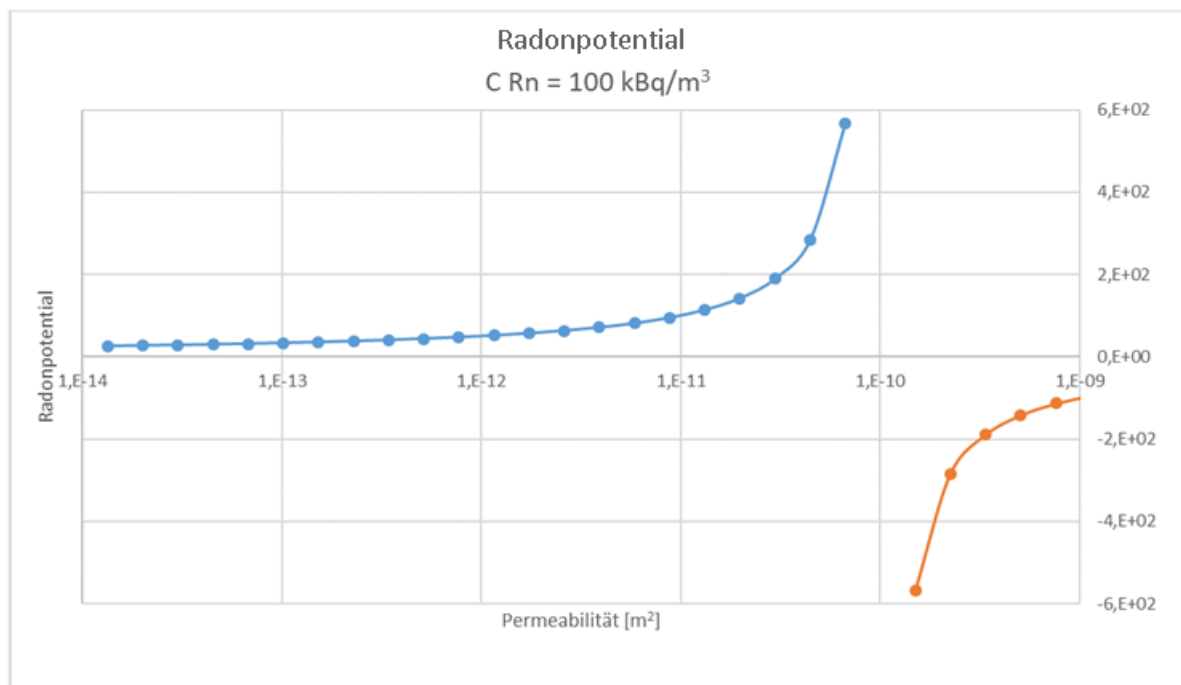


Abbildung 3-9 Radonpotential als Funktion der Permeabilität bei konstanter Radonkonzentration im Boden gemäß Formel (14).

Das Radonpotential RP berücksichtigt somit nicht den Fall hoher Gaspermeabilitäten, wie sie zumindest für Mittel- und Grobsande und Kiese üblich sind (vgl. Tab. 3-2). Diese stellen einen weitverbreiteten Baugrund dar. Auch trockene, geklüftete Gesteine besitzen z.T. ähnlich hohe Permeabilitäten. In dem Term zur Berechnung des Radonpotentials sind Permeabilitäten von $k \geq 10^{-10} \text{ m}^2$ nicht berücksichtigt. Weil das Radonpotential bei Permeabilitäten $>10^{-10} \text{ m}^2$ negative Werte annimmt, wird das zu einem Problem, wenn eine statistische Betrachtung von an unterschiedlichen Messpunkten gemessenen Werten erfolgen soll, aus der eine statistische Kenngröße für die räumliche Einheit abgeleitet werden soll, zu der die Messpunkte gehören.

3.5 Auswirkungen der Witterung auf das Radonpotential

3.5.1 Auswirkungen auf die Radonkonzentration

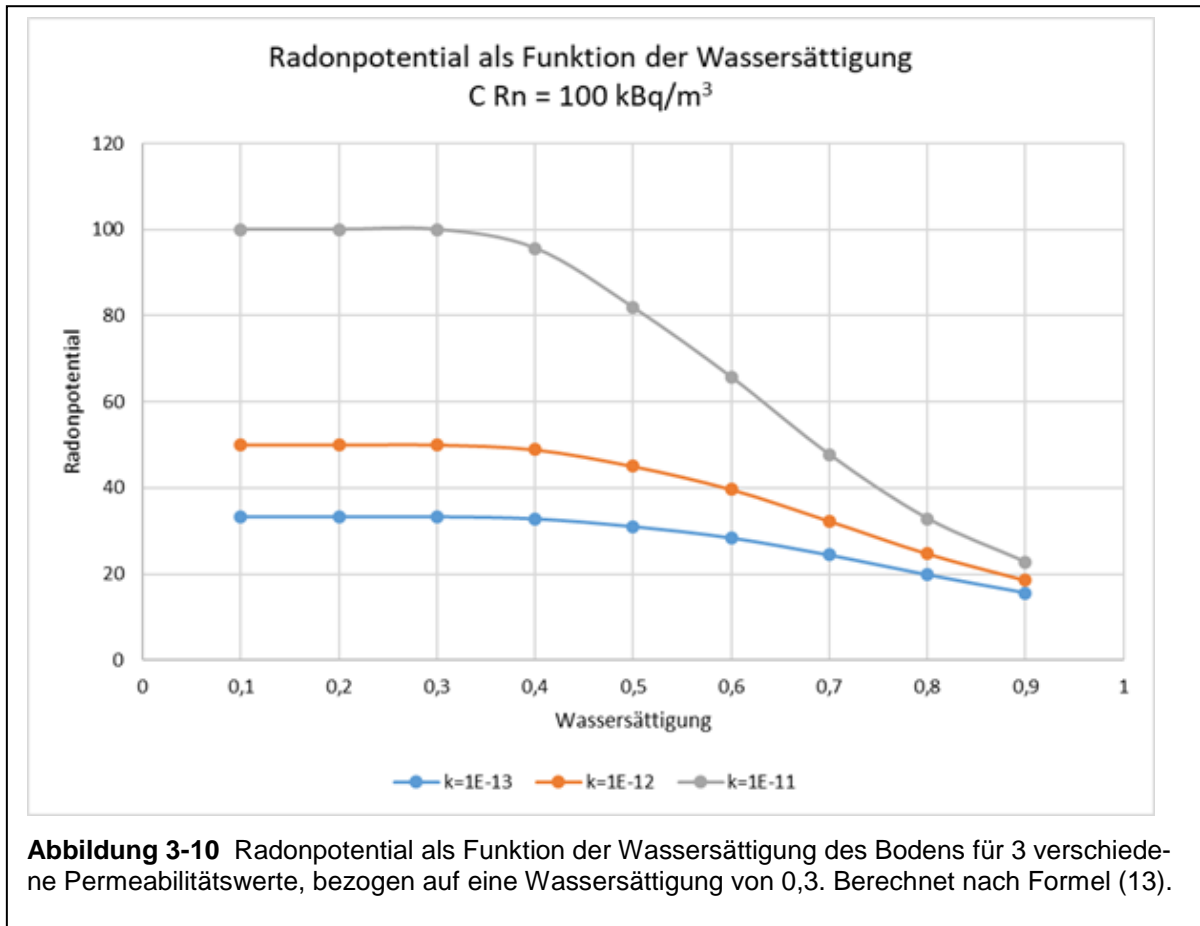
Eine Erhöhung der Bodenfeuchte kann für Wassersättigungen über 0,5 die Radonkonzentration durch Erniedrigung des effektiven Diffusionskoeffizienten um den Faktor 4 erhöhen (vgl. Abbildung 3-5). Im Gegenzug kann eine Erniedrigung der Bodenfeuchte auf unter 2 Gew% durch die Senkung des Emanationskoeffizienten die Radonkonzentration um den Faktor 6 senken (vgl. Abb. 3-2). Die Spannweite des Einflusses der Bodenfeuchte auf die Radonkonzentration und somit auf das Radonpotential beträgt somit etwa einen Faktor 10.

Bei hochpermeablen Böden und mit (biogenen und chemischen) Makroporen und Schrumpfrissen versehenen (ansonsten moderat bis gering permeablen) bindigen Böden kann neben der Diffusion auch die Konvektion einen Einfluss auf die Radonkonzentration haben. Dies würde bedeuten, dass ähnlich wie bei der Diffusion bei einer erhöhten Bodenfeuchte auch die konvektive Verarmung des Radons im Boden behindert wird und die Radonkonzentration ansteigen würde. Zudem können Druck- und Temperaturunterschiede zu einer Verarmung an Radon führen. Druckunterschiede können durch Wind hervorgerufen werden. Sie können aber auch durch Temperaturunterschiede zwischen Boden und Luft bewirkt werden, z.B. im Tagesgang.

3.5.2 Auswirkungen auf die Permeabilität

Die Änderung des Radonpotentials in Abhängigkeit von der Permeabilität hängt in hohem Maß vom Startwert der Permeabilität ab, die für Werte gegen $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2$ gegen

unendlich geht und für den Wert $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2$ nicht definiert ist (vgl. Abbildung 3-). Eine Erhöhung der Bodenfeuchte würde die Permeabilität des Bodens ab einer Wassersättigung von 0,4 bis zu einem Faktor 1000 erniedrigen (vgl. Abbildung 3-7), was besonders im Bereich oberhalb von $1,0 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ extreme Auswirkungen auf das Radonpotential hätte. Im Bereich der Permeabilität von $1,0 \times 10^{-13}$ bis $1,0 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ sinkt das Radonpotential dadurch etwa um einen Faktor 2 bis 4 (vgl. Abbildung 3-10).



3.5.3 Auswirkungen auf das Radonpotential

Die wichtigsten Witterungseinflüsse auf das Radonpotential sind Niederschläge, die die Bodenfeuchte und Gaspermeabilität beeinflussen. Bei extrem trockenen Böden sinkt die Emanationsrate und somit das Radonpotential stark ab. Bei sehr feuchten Böden wird der Diffusionskoeffizient des Radons klein und somit die Radonkonzentration groß. Dafür wird mit zunehmender Bodenfeuchte die Permeabilität des Bodens niedriger. Da beide Effekte in der gleichen Größenordnung liegen, heben sie sich gegenseitig teilweise auf.

Aufgrund der Definition des Radonpotentials ergeben sich bei Permeabilitäten nahe $1,0 \times 10^{-10} \text{ m}^2$ extreme, physikalisch nicht begründete Änderungen des Radonpotentials. Da Sand und Kiese mit vergleichbaren oder noch höheren Gaspermeabilitäten nicht nur in Rheinland-Pfalz einen der in Relation zur Bevölkerungszahl wichtigsten Baugründe darstellen, muss über die Definition des Radonpotentials zur Bewertung solcher Standorte weiter nachgedacht werden.

Effekte auf konvektive Mechanismen wurden nicht untersucht.

4 Methodik der durchgeführten Messungen

4.1 Radonlangzeit-Messung der Radon-222-Aktivitätskonzentration (LZM)

Bei den LZM handelt es sich um eine passive Probenahme der Bodenluft in Anlehnung an die DIN ISO 11665-11. Dabei beruht die Messung der Radon-Aktivitätskonzentration in der Bodenluft auf:

- Einbringen einer Nachweiskammer an den Ort der Messung unterhalb der Bodenoberfläche, der repräsentativ für den zu untersuchenden Erdboden während des Messzeitraums ist;
- der Überführung der Bodenluftprobe in die Nachweiskammer durch Diffusion;
- der Messung der physikalischen Größe, die ein Maß für die nach Überführung der Bodenluftprobe durch Radon und/oder seine Folgeprodukte in der Nachweiskammer emittierte Strahlung ist.

Die LZM wurden mit vom Bundesamt für Strahlenschutz zugelassenen Kernspurdetektoren der Firma Altrac ausgeführt, die für zurückliegende Forschungsprojekte in Rheinland-Pfalz und für Baugrunduntersuchungen durch GeoConsult Rein seit dem Jahr 2006 eingesetzt werden. Mit dieser Methode wurden seit 2006 durch GeoConsult Rein fast 4000 Messungen durchgeführt.

Die Diffusionslänge des die Kernspurdetektorfolie umschließenden Plastikgehäuses verhindert, dass kurzlebige Radonisotope (^{219}Rn , ^{220}Rn), die wegen ihrer Kurzlebigkeit selten in nennenswerten Mengen aus der Bodenluft in Gebäude übertreten und sich dort verteilen können, auch nicht zu dem Kernspurdetektor gelangen.

Gemessen wird durch den Kernspurdetektor nur das ^{222}Rn , dessen Halbwertszeit von 3,8 Tagen auch einen nennenswerten Übertritt in Gebäude erlaubt.

Der Kernspurdetektor (Exposimeter in Abbildung 4-1) wird in eine Schutzsonde eingebracht, die nach unten geöffnet ist (Abb. 4-1). Mit Handbohrer oder Rammkernbohrung wird eine 102 cm tiefe und 60 mm durchmessende Bohrung angefertigt. In die Basis der

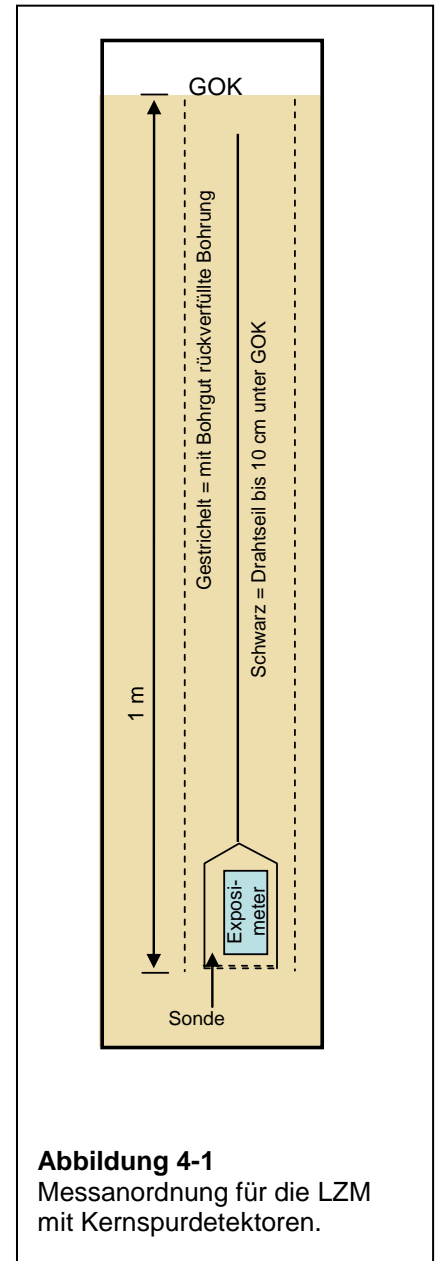


Abbildung 4-1
Messanordnung für die LZM mit Kernspurdetektoren.

Bohrung wird die an einem Drahtseil befestigte Schutzsonde mit Kernspurdetektor eingebracht und die Bohrung danach mit dem Bohrgut in der ursprünglichen Reihenfolge und Lagerungsdichte rückverfüllt. Das Drahtseil endet unter der Bodenoberfläche. In dem nun verbleibenden kleinen Hohlraum im Boden stellt sich nach kurzer Zeit ein Gleichgewicht zwischen der Radonkonzentration in der Bodenluft und der im Hohlraum ein.

Nach ein- bis mehrwöchiger Expositionsdauer wird die Schutzsonde geborgen und der Kernspurdetektor ausgewertet. Die Auswertung ergibt somit eine über die Expositionsdauer gemittelte Radon-222-Aktivitätskonzentration.

Dieses Verfahren wird seit 2006 praktiziert und lieferte besser reproduzierbare Ergebnisse als die Messung in einem Pegelrohr, die zu Beginn der Verfahrensentwicklung favorisiert war. Die Verwendung eines Pegelrohres macht dann Sinn, wenn Zeitreihen mit wechselnden Kernspurdetektoren gemessen werden sollen. Ansonsten stellt die Einbringung eines Pegelrohres einen tiefergreifenden Eingriff in die Bodenverhältnisse dar, weil die Bohrung deutlich größer als der Pegeldurchmesser sein muss, um eine annähernde Verfüllung des Raums um das Rohr zu ermöglichen. Des Weiteren ist der Grenzraum von glattem Rohr zu dem Boden eine Schwachstelle der Abdichtung sowohl gegen von oben eindringende Feuchte/Niederschläge wie auch für Bodenschrumpfung durch mangelnde Feuchte. Genau diese Fehlerquellen werden durch das in Rheinland-Pfalz entwickelte Verfahren vermieden.

Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse mit der in Rheinland-Pfalz entwickelten Methode belegen Zwillingmessungen und Parallelmessungen, die innerhalb eines vorangegangenen Forschungsprojekt des Landes Rheinland-Pfalz (Rein 2013) mit vom Bundesamt für Strahlenschutz zertifizierten Kernspurdetektoren der Fa. Altrac durchgeführt wurden. An 50 Messpunkten wurden Doppelmessungen bzw. Parallelmessungen ausgeführt, in der Art, dass jeweils zwei Kernspurdetektoren (Dosimeter in Abb. 4-2) in einer Schutzsonde im gleichen Bohrloch deponiert wurden.

An 78 anderen Messpunkten wurden zwei Bohrungen im Abstand von etwa 2-8 Meter zueinander gebohrt, entsprechend den örtlichen Gegebenheiten und jeweils im Streichen der Schichten angeordnet, so dass ungefähr die gleiche Gesteinsschicht untersucht werden sollte. In jeder der Bohrungen wurde eine Schutzsonde mit einem Exosimeter deponiert. Diese Anordnung wird hier als Zwillingmessung bezeichnet.

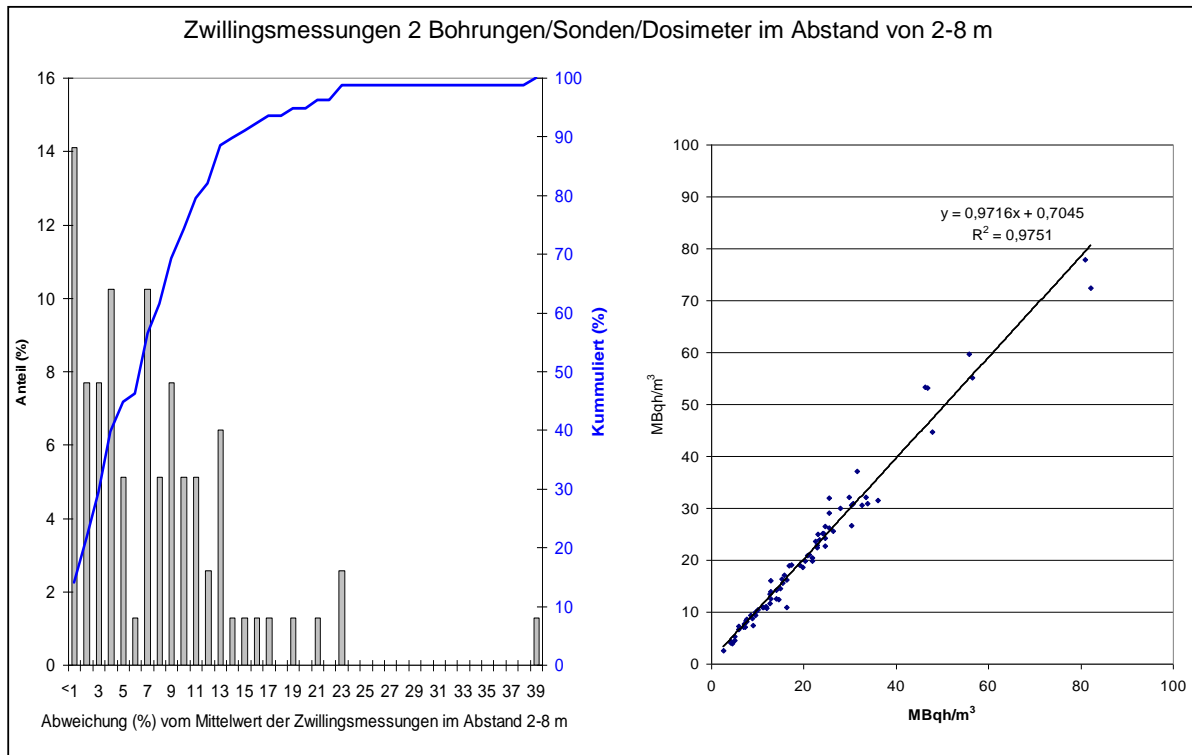
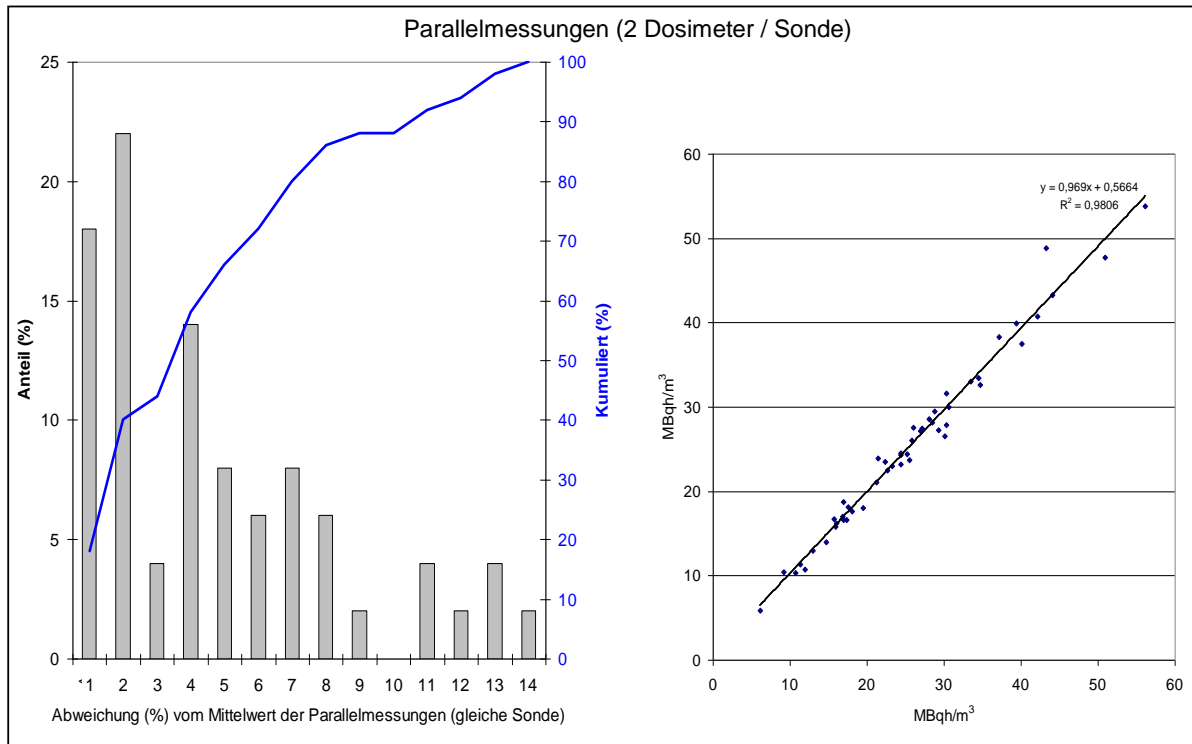


Abbildung 4-2 Ergebnisse der Parallel- und der Zwillingsmessungen (Rein 2013).

Die Übereinstimmung der Ergebnisse der Parallelmessungen ist eine Funktion der Güte der Kernspurdetektoren und deren Auswertung. Die Übereinstimmung der Zwillingsmessungen ist abhängig von der Güte der Kernspurdetektoren und deren Auswertung und der Güte der Bohrungsausführung und –platzierung, sowie der homogenen Ausprägung der erbohrten Gesteinsschicht in der Endteufe.

In Abbildung 4-2 sind die Ergebnisse der Parallel- und Zwillingsmessungen gegeneinander geplottet. Ebenso dargestellt sind die prozentualen Abweichungen der Einzelmessungen von dem Mittelwert der korrespondierenden Messungen.

Die maximalen Abweichungen der Parallelmessungen betragen $\pm 14\%$, mehr als 90 % der Radonlangzeitmessungen haben eine Abweichung $< \pm 10\%$ und die Hälfte der Ergebnisse hat eine Abweichung sogar $< \pm 3\%$. Die zahlenmäßig meisten Abweichungen liegen $< \pm 2\%$ (40 %).

Erwartungsgemäß haben die Zwillingsmessungen eine größere Varianz, weil die Anzahl der Variablen höher ist. Eine einzelne Zwillingsmessung ergab eine Differenz von $\pm 38\%$ (\rightarrow kleinräumige Variabilität der Radonaktivitätskonzentration), die nächstgrößten Abweichungen liegen bei ungefähr $\pm 20\%$. 50 % der Zwillingsmessungen hatten eine Abweichung kleiner $\pm 6\%$.

4.2 Versuchsbeschreibung der Vergleichsmessung der Radon-222-Aktivitätskonzentration

4.2.1. Radonlangzeit-Messung der Radon-222-Aktivitätskonzentration (LZM)

Für die an 10 % der LZM-Messpunkte parallel mit einem Radonmonitor zu messende Radonkonzentration wurde die in Kapitel 4.1 (Abb. 4-1) beschriebene Messanordnung wie in Abbildung 4-3 dargestellt abgewandelt.

4.2.2 Radonkurzzeit-Messung der Radon-222-Aktivitätskonzentration (KZM)

Bei den KZM erfolgte eine aktive Probenahme der Bodenluft in Anlehnung an DIN ISO 11665-11. Die Messung der Radon-Aktivitätskonzentration in der Bodenluft beruht auf:

- der Probenahme eines Bodenluftvolumens, das repräsentativ für den zu untersuchenden Erdboden zum Zeitpunkt t ist;
- der Überführung der Bodenluftprobe in die Nachweiskammer;

- der Messung der physikalischen Größe (Photonen, Anzahl der Impulse, Amplitude usw.), die ein Maß für die nach Überführung der Bodenluftprobe durch Radon und/oder seine Folgeprodukte in der Nachweiskammer emittierte Strahlung ist.

Messanordnung für Vergleich Kurz- und Langzeitmessung

GeoConsult Rein



109 Messpunkte:

Messung der Radonaktivitätskonzentration mit Kernspurdetektoren (Fa. Altrac)

Messung der Radonaktivitätskonzentration mit Radonmonitor RTM 1688-2.

Die Ansaugung der Bodenluft für die aktiven Kurzzeitmessungen erfolgte über eine Schlauchverbindung aus der Sonde, in der der Kernspurdetektor exponiert war.

Das kombinierte Luftvolumen: Sonde/Schlauch/Messkammer beträgt ca. 0,6 Liter.

Vor der ersten Ansaugung in die Messkammer des RTM1688 wurde mit einer Pumpe 1,2 Liter Bodenluft vorgepumpt.

Danach erfolgten mehrere unmittelbar aufeinander folgende Kurzzeitmessungen (jeweils 15min Messintervall bei 6min Ansaugzeit (0,25 l/min))

An jedem Messpunkt wurden Kurzzeitmessungen an zwei unterschiedlichen Tagen während der Expositionszeit des jeweiligen Kernspurdetektors ausgeführt.

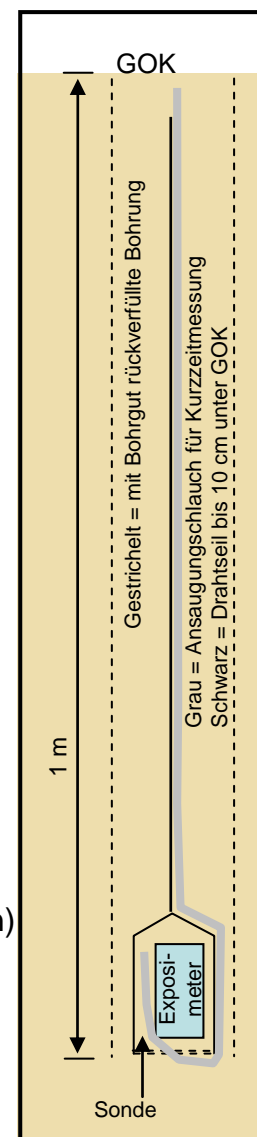
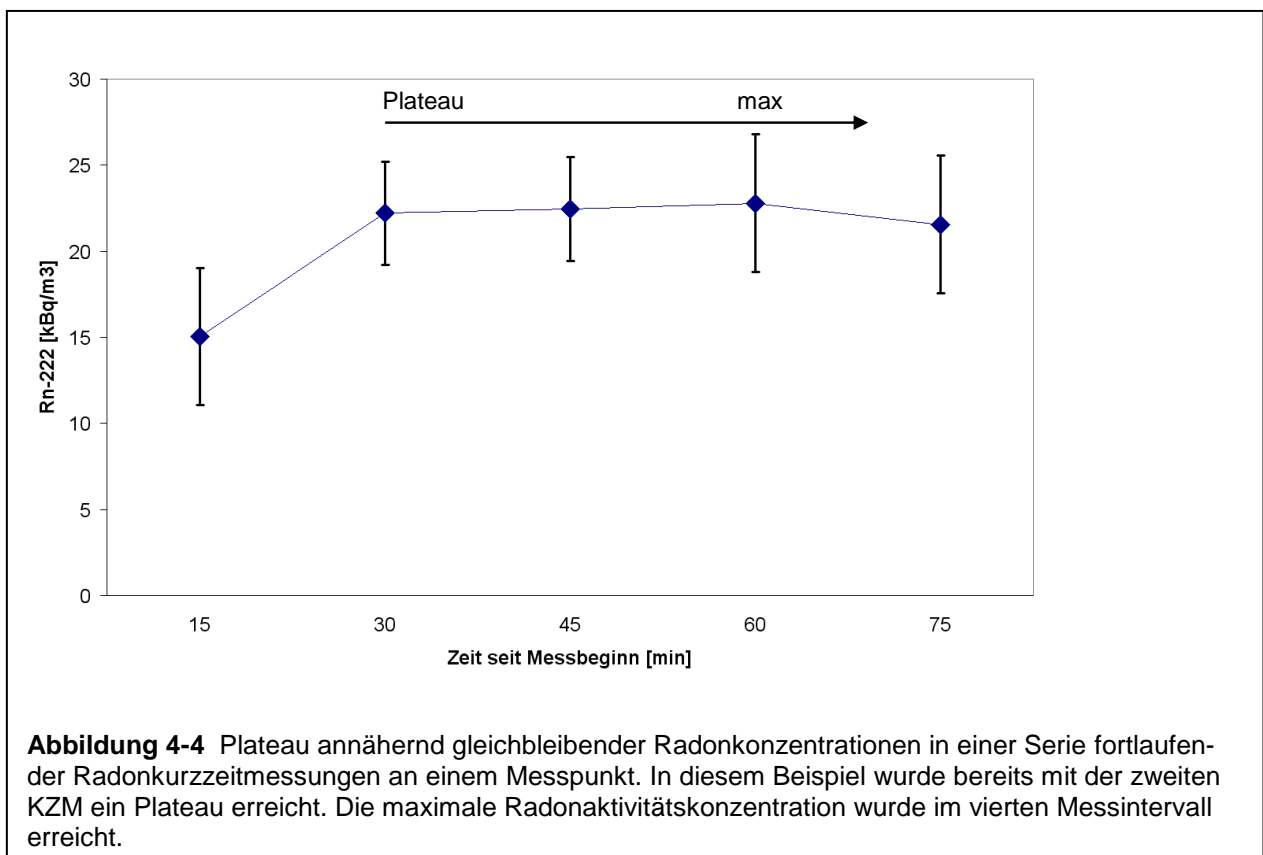


Abbildung 4-3 Messanordnung für die Vergleichsmessungen mit passiven Kernspurdetektoren (Exposimeter in Abb., LZM) und Radonkurzzeitmessung mit Bodenluftansaugung und Radonmonitor (KZM).

Für den Messvergleich wurde in Anlehnung an DIN-11665-11 Bodenluft über einen PVC-Schlauch (Innendurchmesser 4 mm) aus der Schutzsonde, in der der Kernspurdetektor lagert, angesaugt (Abb. 3). Die Radonmessung durch den Kernspurdetektor (LZM) und die Ansaugung von Bodenluft für die Radonkurzzeitmessung (KZM) mit einem Radonmonitor erfolgten somit an identischem Ort.

Der für die Radonkurzzeitmessungen verwendete Radonmonitor ist ein RTM1688-2 (Zertifikatnummer CC_RTM1688-2_2020_02_18, Kalibrierung 17.02.2020). Alphaspektroskopisch werden die Aktivitätskonzentrationen für Radon-222 und Thoron-220 über ihre Tochternuklide Polonium-218 (Fast Mode) bzw. Polonium-216 bestimmt. Das geräteinterne Volumen von Messkammern und Gaskreis beträgt 0,13 Liter. Das Luftvolumen in dem System Schutzsonde-Schlauch-Wassereintrittsschutz beträgt 0,45 Liter. Vor der ersten KZM wurde vor dem Öffnen des Gashahns zum Radonmonitor mit einer Handpumpe 1,2 Liter Bodenluft durch das System Schutzsonde-Schlauch-Wassereintrittsschutz vorgepumpt.



Die Messintervalldauer jeder Radonkurzzeitmessung betrug 15 Minuten, von denen während der ersten 6 Minuten jeden Messintervalls 0,25 Liter Bodenluft pro Minute (1,5 l insgesamt) angesaugt wurden. Zur Messung an jedem Messort wurden jeweils fortlaufend, mindestens drei Bodenluftmessungen ausgeführt oder so lange bis die gemessenen Radonaktivitätskonzentrationen ein Plateau erreicht hatten (Abb. 4-4). Innerhalb der Periode der Radonlangzeitmessungen erfolgten die Radonkurzzeitmessungen an jedem Messpunkt an jeweils zwei unterschiedlichen Messtagen in einer frühen und späten Phase der Radonlangzeitmessungen.

4.3 Messung der Gaspermeabilität

Vor der Anfertigung der Bohrung zur Aufnahme der Radonmesssonde (Radonsonde + Kernspurdetektor) wurde unter dem gleichen Bohransatzpunkt mit einem Radon-JOK die Gaspermeabilität in der Radonmesstiefe (1 Meter) bestimmt (Neznal & Neznal, 2005). Die Zeit, die benötigt wird um ein vorgegebenes Bodenluftvolumen über eine Bodenluftsonde anzusaugen, ist die primäre Messgröße. Mit dieser wird über ein Nomogramm die Gaspermeabilität k [m^2] bestimmt. Das Nomogramm ist wegen der mechanischen Geräteträgheit nur für Ansaugzeiten ab 8 Sekunden und länger anwendbar. Acht Sekunden entsprechen einer Gaspermeabilität $k=1,4 \times 10^{-11} \text{ m}^2$. Für kürzere Ansaugzeiten und damit höhere Gaspermeabilitäten im Boden können aus dem Nomogramm keine Gaspermeabilitäten ausgelesen werden. Die minimale mögliche Ansaugzeit zum Füllen des Blasebalges ergibt sich zu etwa 2,6 Sekunden, wenn über den Ansaugschlauch Luft aus der freien Atmosphäre ansaugt wird.

4.4 Messung der Bodenfeuchte und Korngrößenanalyse

Nach der Kernbeschreibung gemäß der aktuellen Bodenkundlichen Kartieranleitung (2005) wurden dem Bohrkern Bodenproben aus 15-20 cm Tiefe und aus der Basis der Bohrung (90-102 cm) entnommen. Die Bodenproben dienten der Bestimmung der Bodenfeuchte durch Trocknung bei 105°C (DIN EN ISO 17892-1) und die untere Bodenprobe aus der Radonmesstiefe zusätzlich der Bestimmung der Kornverteilungskurve durch Siebung im Labor (DIN EN ISO 17892-4).

Am Ende der Expositionsdauer der Kernspurdetektoren wurde die Beprobung zur Bestimmung der Bodenfeuchte wiederholt. Die untere Probe wurde dabei aus den 5 cm

unmittelbar unterhalb der Schutzsonde, aus dem bisher unverritzten Bereich gewonnen. Die obere Bodenprobe besteht aus nach dem Einbringen der Radonsonden (Schutzsonde + Kernspurdetektor) rückverfülltem Material, sodass das Bodenmaterial der zweiten Beprobung aus 15-20 cm Tiefe innerhalb der Radonmessbohrung nicht immer dem Bodenhorizont der ersten Beprobung direkt vergleichbar ist. Deshalb wurde diese Probe bei auffälligen Unterschieden seitlich aus der Bohrlochwand gewonnen.

5 Korrektur des Einflusses der Witterung auf die Radonmessungen

5.1 Beschreibung der Radonreferenzstation

An der von GeoConsult Rein betriebenen Referenzstation wird über eine fest installiert Bodenluftsonde seit dem 1. April 2012 stündlich Bodenluft aus einem Meter Tiefe angesaugt und die Radonkonzentration bestimmt. Die Bodenluftsonde ist mit Mauerkragen-ähnlichen Dichtringen in den Boden eingebaut, um Wegsamkeiten entlang der Bodenluftsonde auszuschließen. Stündlich wird Bodenluft angesaugt und die Radon-222-Aktivitätskonzentration gemessen.

Die Bestimmung der Radonkonzentration erfolgt mit einem Radon-/Thoronmonitor (RTM-1688-2) im Fast Mode über das Radontochternuklid Po-218, die Thoronkonzentration über Po-216. Die Ansaugzeit je einstündigem Messintervall beträgt 6 Minuten (Pumpenleistung 250 ml/min). In dieser Zeit werden 1,5 Liter Bodenluft durch die 130 ml fassende Messkammer hindurch angesaugt. Das Luftvolumen in dem System Bodenluftsonde bis zur Messkammer beträgt rund 450 ml. Das pro Messintegral (60 min) angesaugte Bodenluftvolumen beträgt somit mehr als das 2-fache des Systemvolumens.

In den Abbildungen 5-1 bis 5-3 ist die Zeitreihe der Radonbodenluftkonzentrationen an der Referenzstation seit 2012 dargestellt. Dargestellt ist für jede Stunde die Radonaktivitätskonzentration als Prozentsatz normiert über den Mittelwert aller Radonaktivitätskonzentrationen seit Beginn der Messreihe.

Bezogen auf den Mittelwert über die Gesamtzeitreihe werden Extremwerte zwischen <10 % bis >200 % des Mittelwertes beobachtet. Auch ausgeprägte Tag zu Tag Änderungen um den Faktor 2-5 sind keine Seltenheit. Nazaroff (1992) beschrieb schon Tag zu Tag Variationen der Radonkonzentration in der Bodenluft in 70 - 100 cm Tiefe von 100 % und saisonale Variabilitäten bis zum Faktor 10.

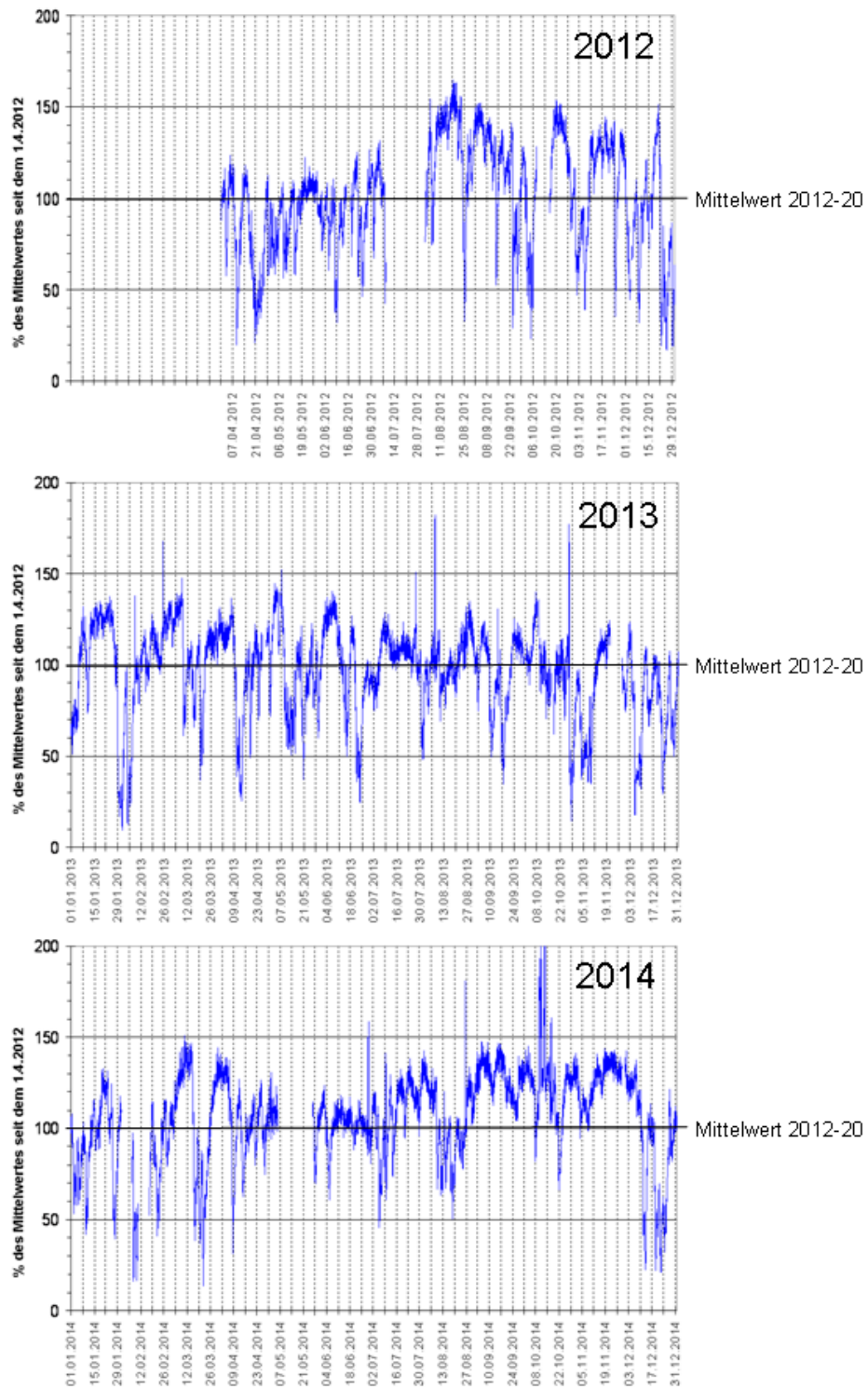


Abbildung 5-1 Zeitliche Variabilität der Radonkonzentration (Stundenwerte) in den Jahren 2012-2014 an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim in einem Meter Tiefe in einem mäßig gasdurchlässigen Boden. Die Sonde ist fest und unveränderlich im Boden installiert, so dass der Ansaugpunkt für die Bodenluft unveränderlich ist.

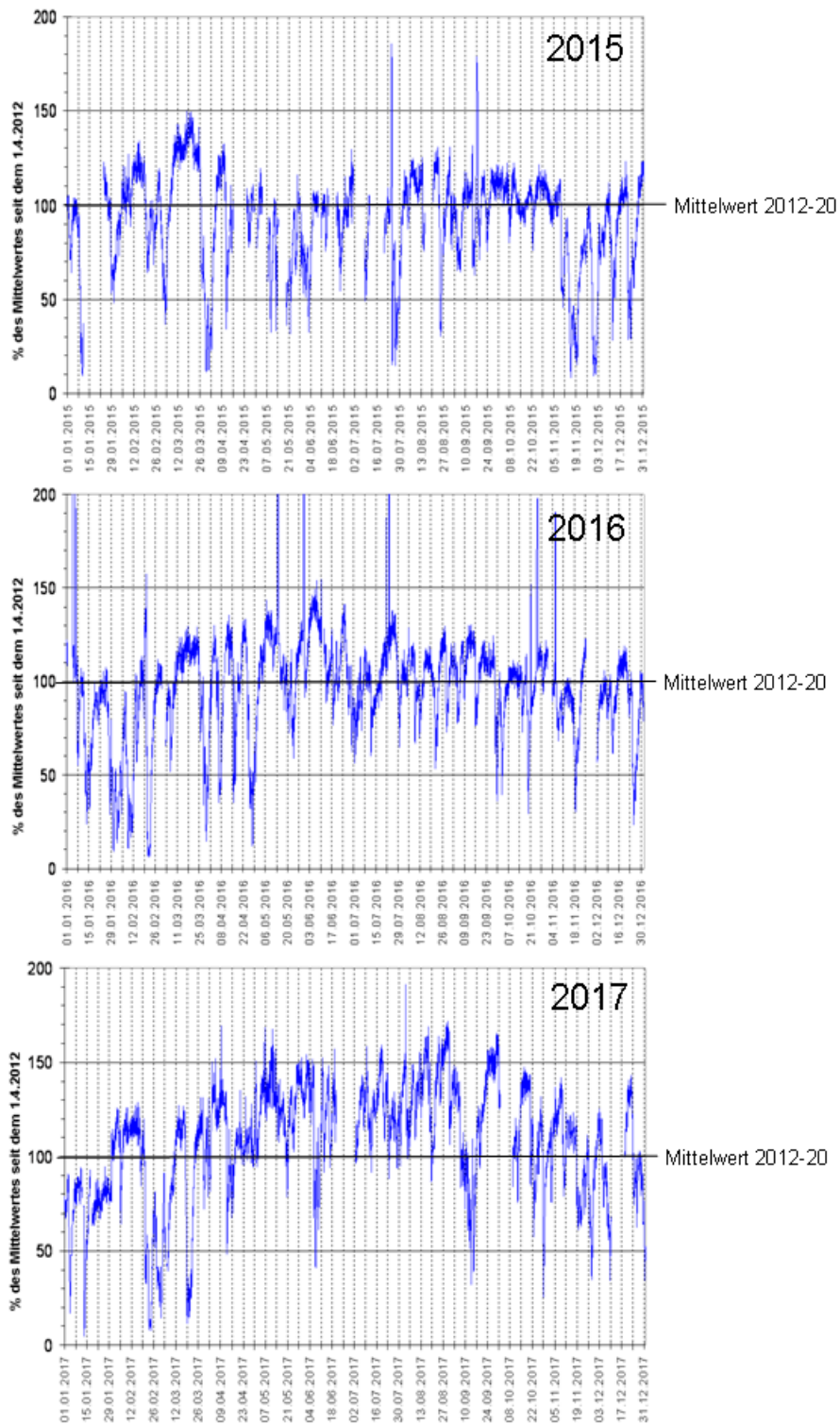


Abbildung 5-2 Zeitliche Variabilität der Radonkonzentration (Stundenwerte) in den Jahren 2015-2017 an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim in einem Meter Tiefe in einem mäßig gasdurchlässigen Boden. Die Sonde ist fest und unveränderlich im Boden installiert, so dass der Ansaugpunkt für die Bodenluft unveränderlich ist.

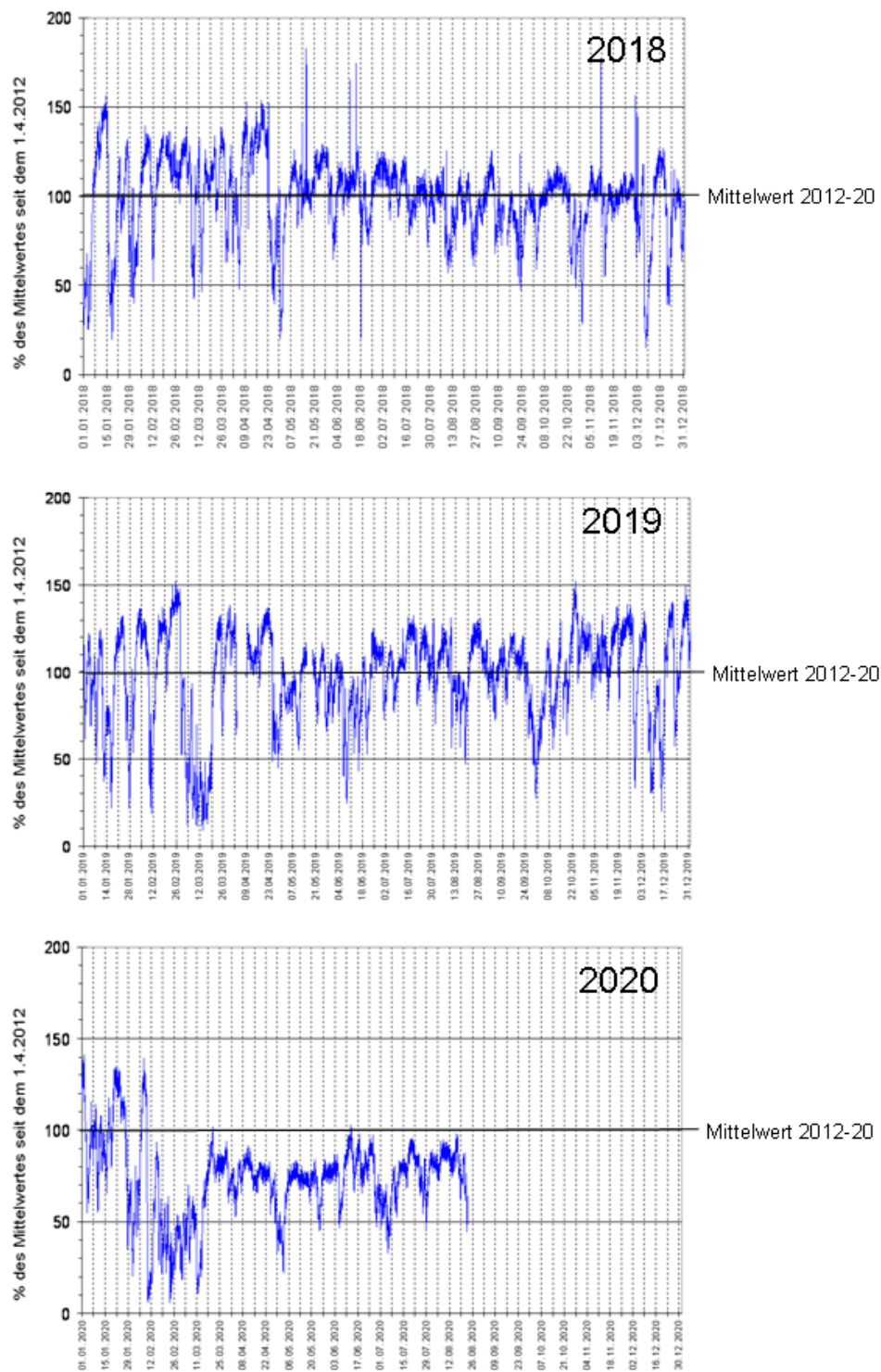


Abbildung 5-3 Zeitliche Variabilität der Radonkonzentration (Stundenwerte) in den Jahren 2018-2020 an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim in einem Meter Tiefe in einem mäßig gasdurchlässigen Boden. Die Sonde ist fest und unveränderlich im Boden installiert, so dass der Ansaugpunkt für die Bodenluft unveränderlich ist.

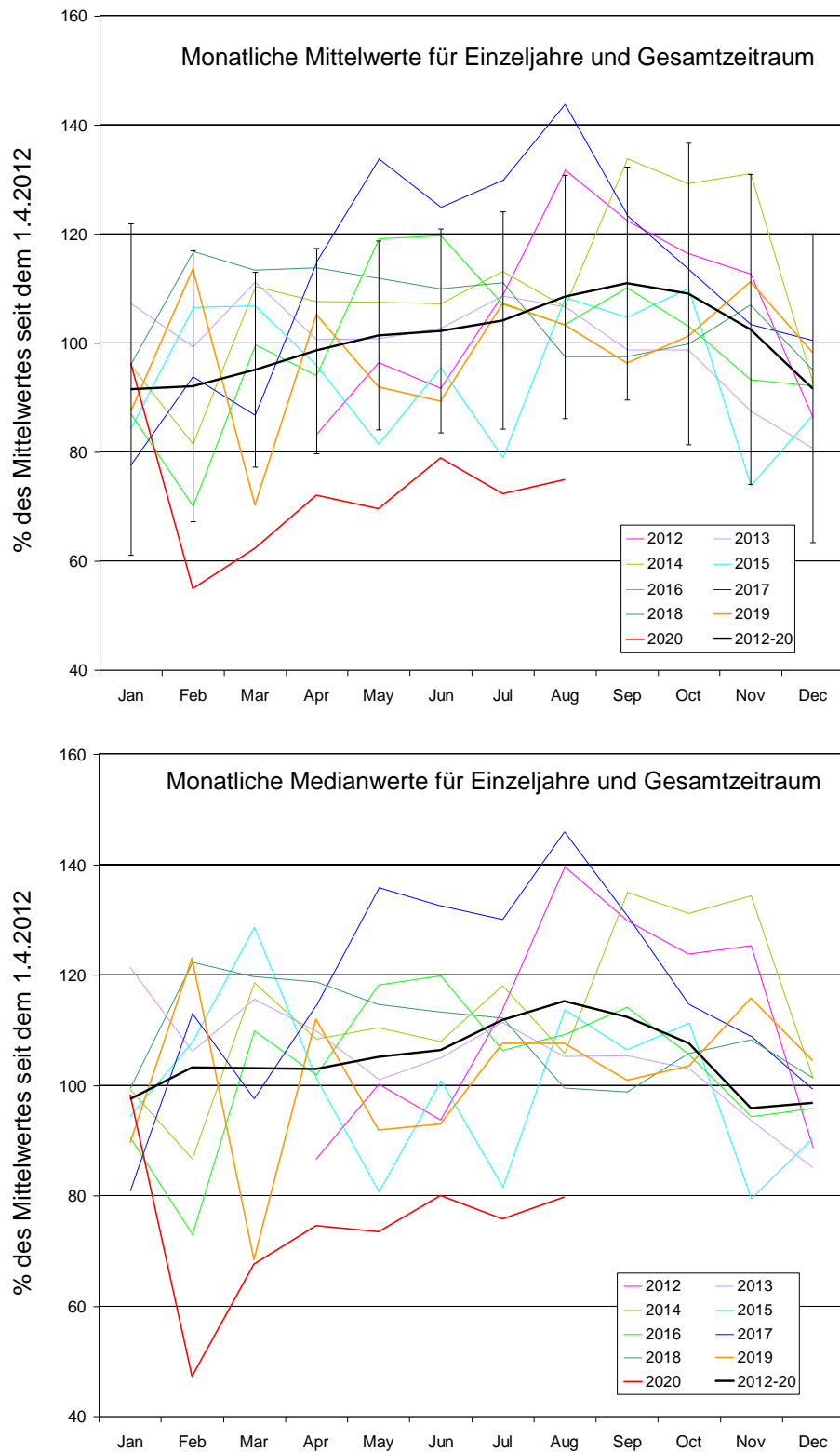


Abbildung 5-4 Monatliche Mittelwerte und Medianwerte der über die Gesamtdatenreihe normierten Radonkonzentration in der Bodenluft in einem Meter Tiefe der Einzeljahre 2012 bis 2020 sowie des Gesamtzeitraums an der Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim.

Ein Vergleich zwischen den Jahren (Abb. 5-4) über die monatlichen Mittel- und Medianwerte ergibt über die Jahre 2012 bis 2020 gemittelt ein saisonales Radonmaximum für die Mittelwerte während der Monate August bis Oktober. Für die Medianwerte verschiebt sich dieses Maximum in die Monate Juli bis September. Diese statistische Annäherung ist für die Messpraxis kaum von Bedeutung weil die Radonkonzentration im Boden während der Einzeljahre sehr unterschiedliche Entwicklungen und Verläufe genommen hat. Am Auffälligsten ist der außergewöhnliche Verlauf der Radonkonzentration während des Jahres 2020 (vgl. Kap. 5).

5.2 Wetterstationen

Wetterdaten für die Einschätzung der Wirksamkeit bzw. Zulässigkeit von Witterungskorrekturen liefern die agrarmeteorologischen Stationen der Dienstleistungszentren Ländlicher Raum Rheinland-Pfalz (Agrarmeteorologie DLR-RLP).

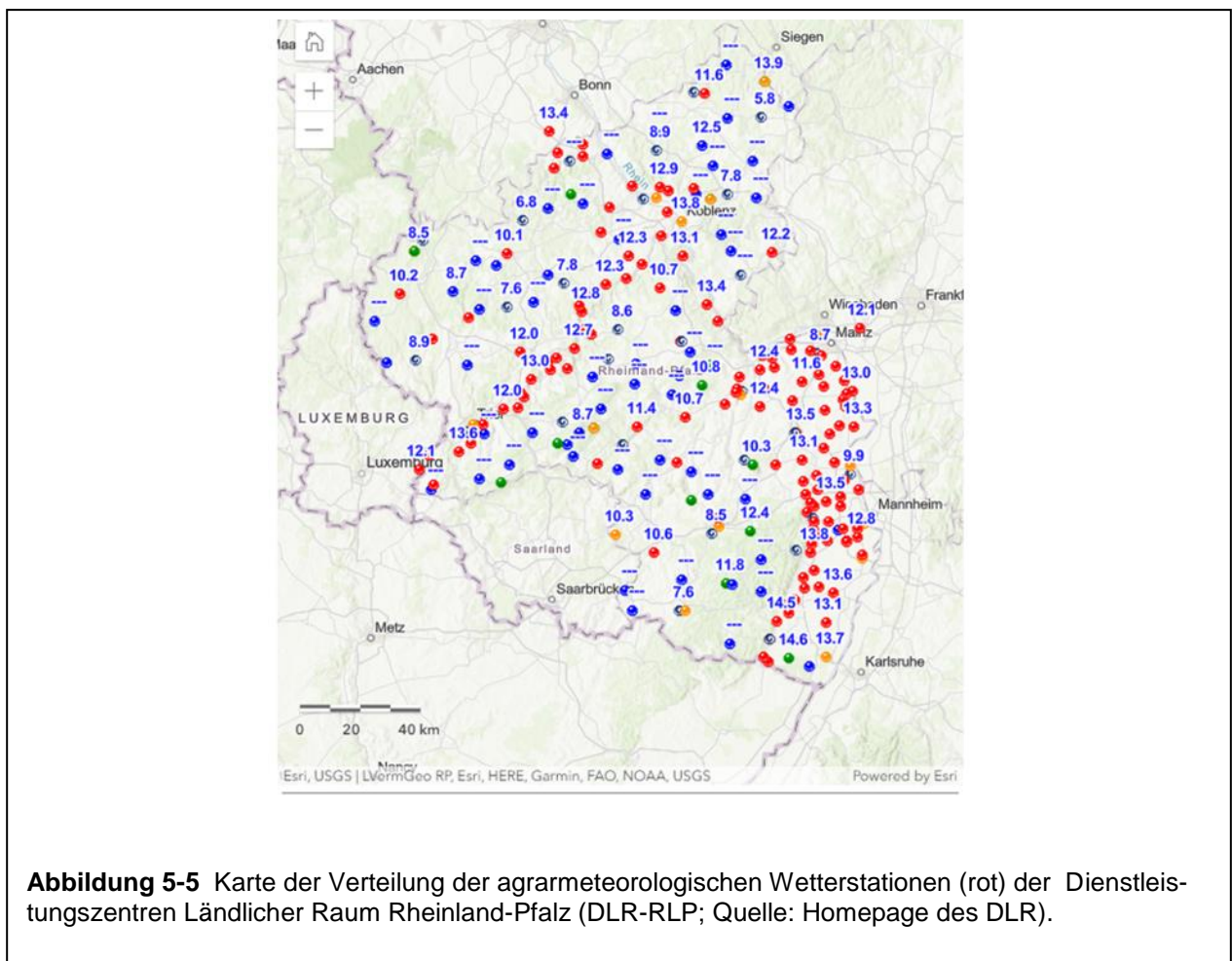
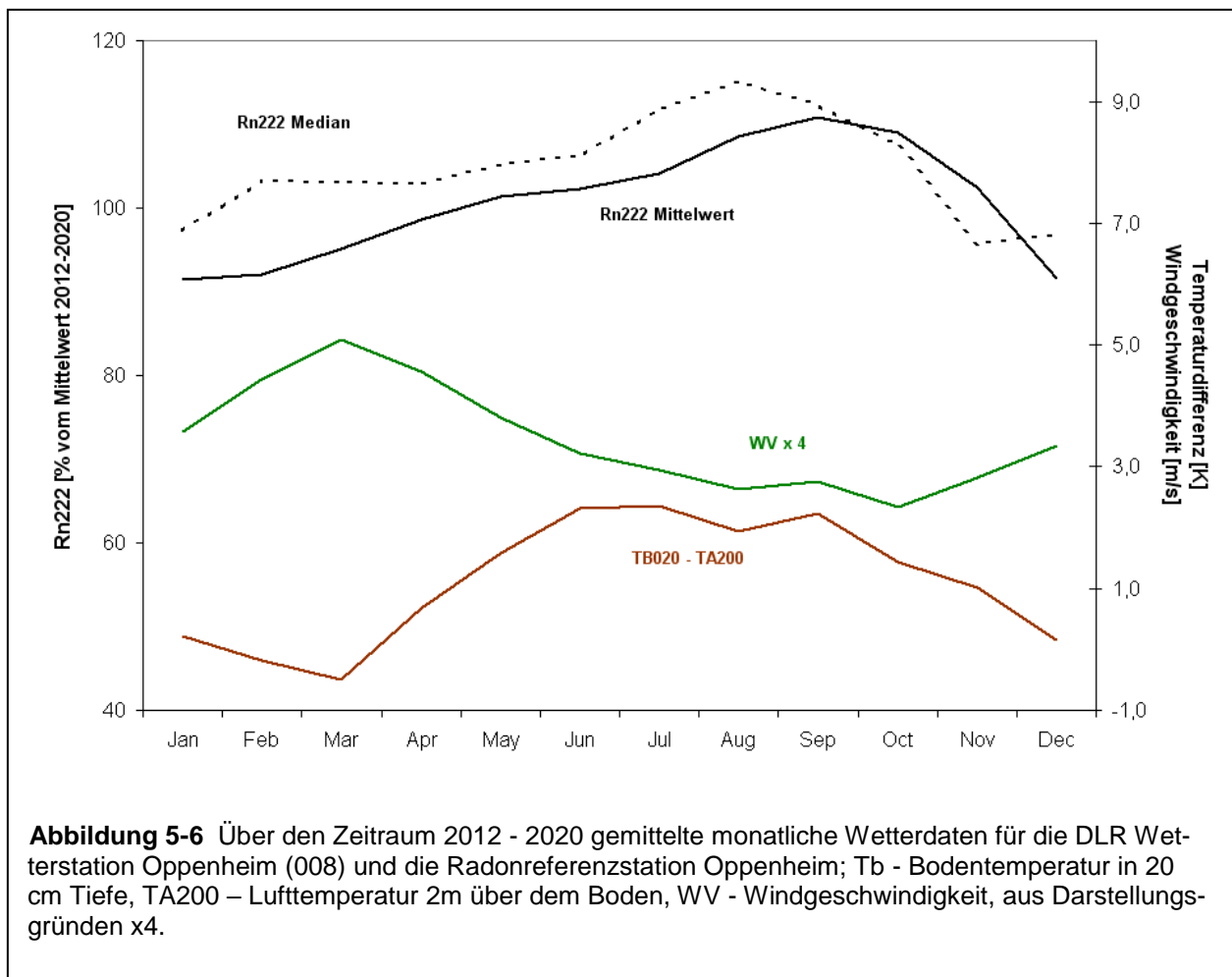


Abbildung 5-5 Karte der Verteilung der agrarmeteorologischen Wetterstationen (rot) der Dienstleistungszentren Ländlicher Raum Rheinland-Pfalz (DLR-RLP; Quelle: Homepage des DLR).

Die Wetterdaten werden stündlich aktualisiert und liefern u.a. Daten zu Luft- und Bodentemperaturen, Niederschlägen, Global-Strahlung, Wind und Luftfeuchte und weitere pflanzenspezifische Kenngrößen. Daten zum Luftdruck sind nicht Teil des agrarmeteorologischen Messprogramms.

5.3 Witterungseinflüsse auf die Radonreferenzstation

Der Vergleich der monatlichen Mittelwerte der Radonreferenzdatenreihe mit ebenfalls monatlichen Mittelwerten von Wetterdaten der benachbarten, in 780 Meter Entfernung liegenden agrarmeteorologischen Wetterstation Oppenheim (Dienstleistungszentren Ländlicher Raum), zeigt Zusammenhänge.



In Abbildung 5-6 sind die jeweiligen Monatsmittelwerte ermittelt aus Tageswerten der Wetterstation und Stundenwerten der Radonreferenzstation über den Zeitraum 2012 bis

2020 gemittelt. Die Kurve der Mittel- und Medianwerte der normierten Radonkonzentrationen ist bereits aus Abbildung 5-4 bekannt und dort beschrieben.

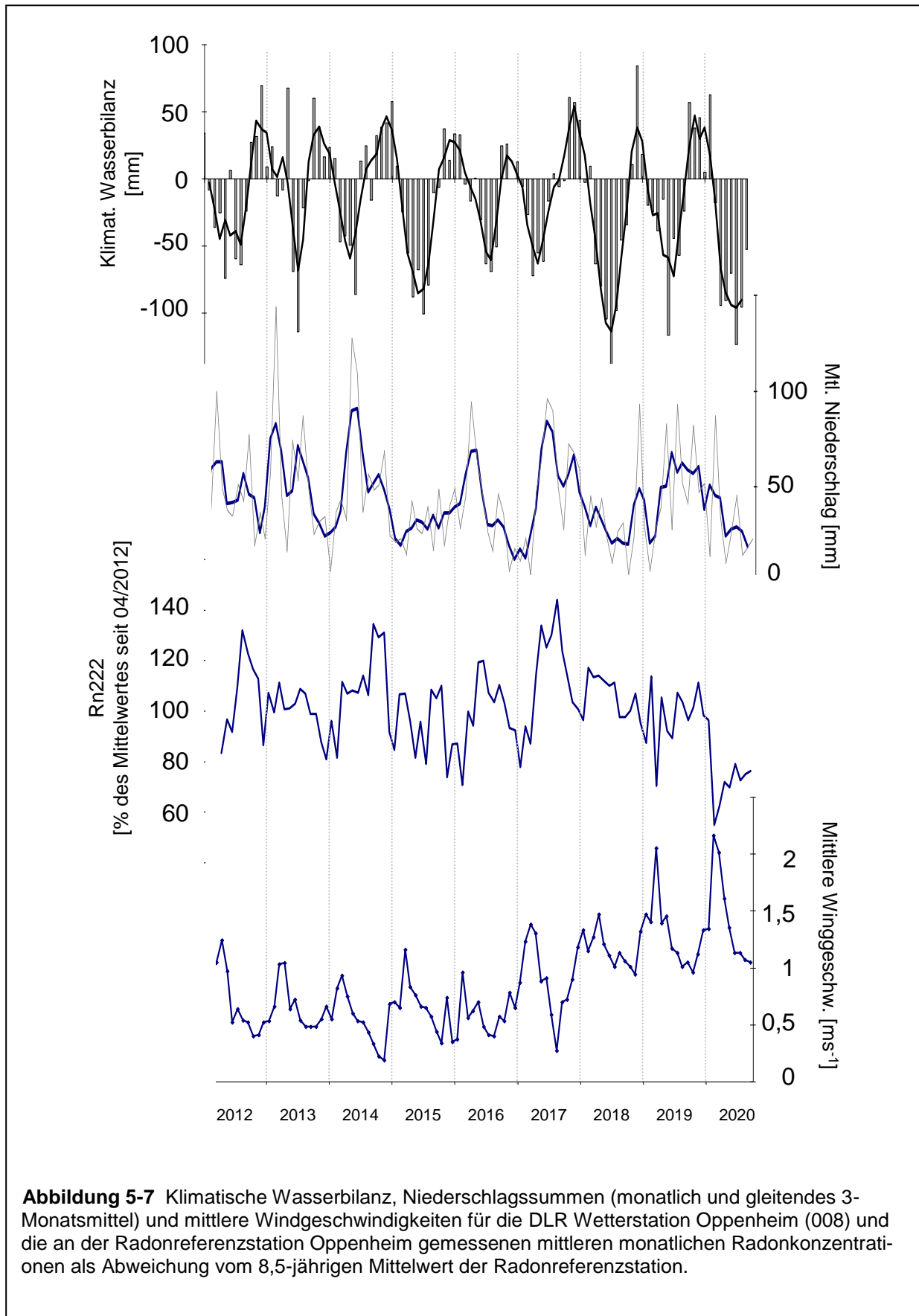
Im Diagramm (Abb. 5-6) zeigt sich eine Antikorrelation der Windgeschwindigkeiten zur Radonkonzentration. Der Temperaturgradient zwischen Bodentemperatur und Lufttemperatur ist dagegen positiv mit den Radonkonzentrationen korreliert.

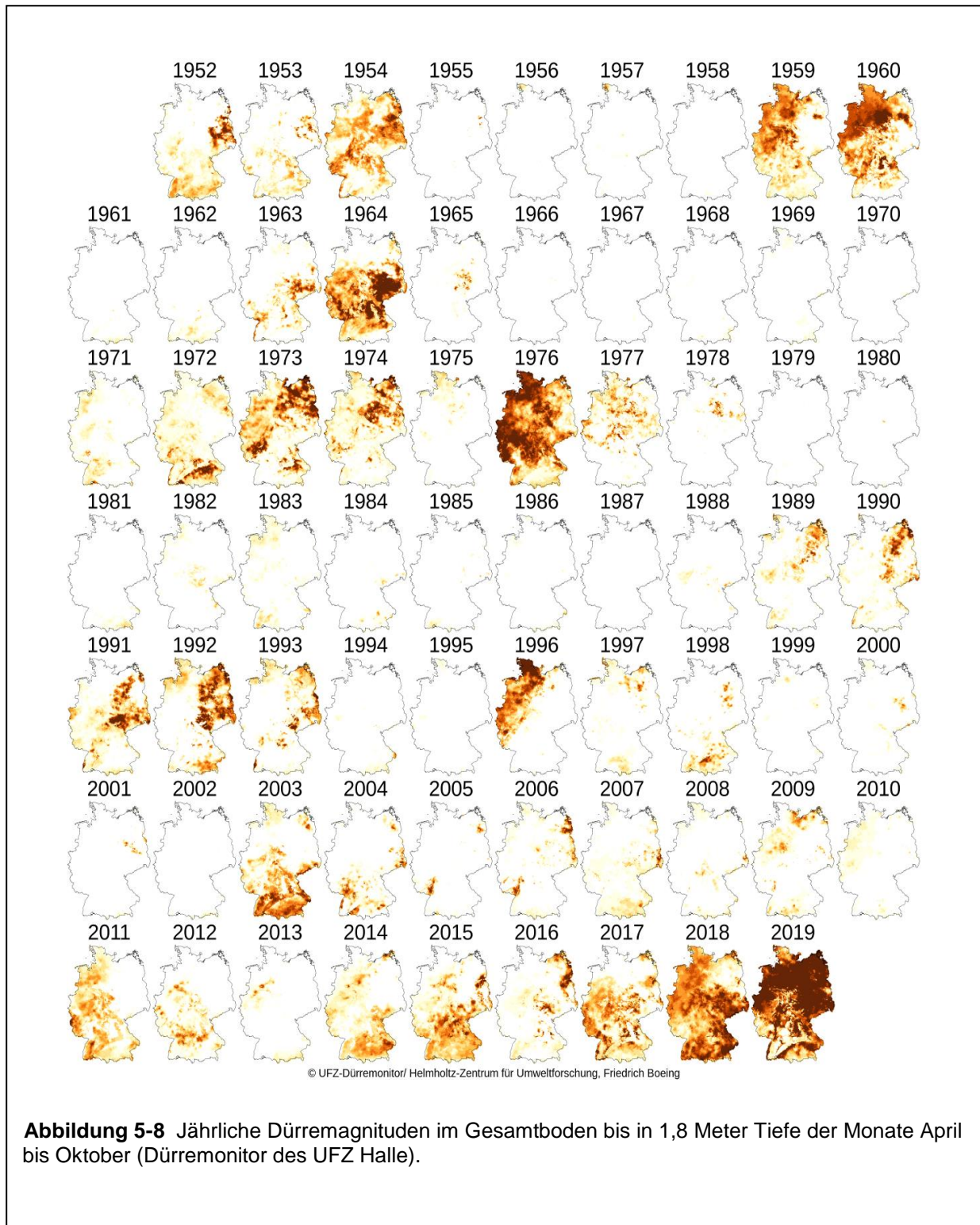
Die Variabilität der Radonkonzentration in einem Meter Tiefe im Boden an der Radonreferenzstation in Oppenheim ist in der Abbildung 5-7 als Zeitreihe zusammen mit an der Wetterstation Oppenheim aufgezeichneten Wetterdaten dargestellt. Im Vergleich wird deutlich, dass seit 2017 einem Trend zu zunehmenden mittleren Windgeschwindigkeiten ein Trend zu abnehmenden Radonkonzentrationen an der Radonreferenzstation Oppenheim entgegensteht (Abb. 5-7).

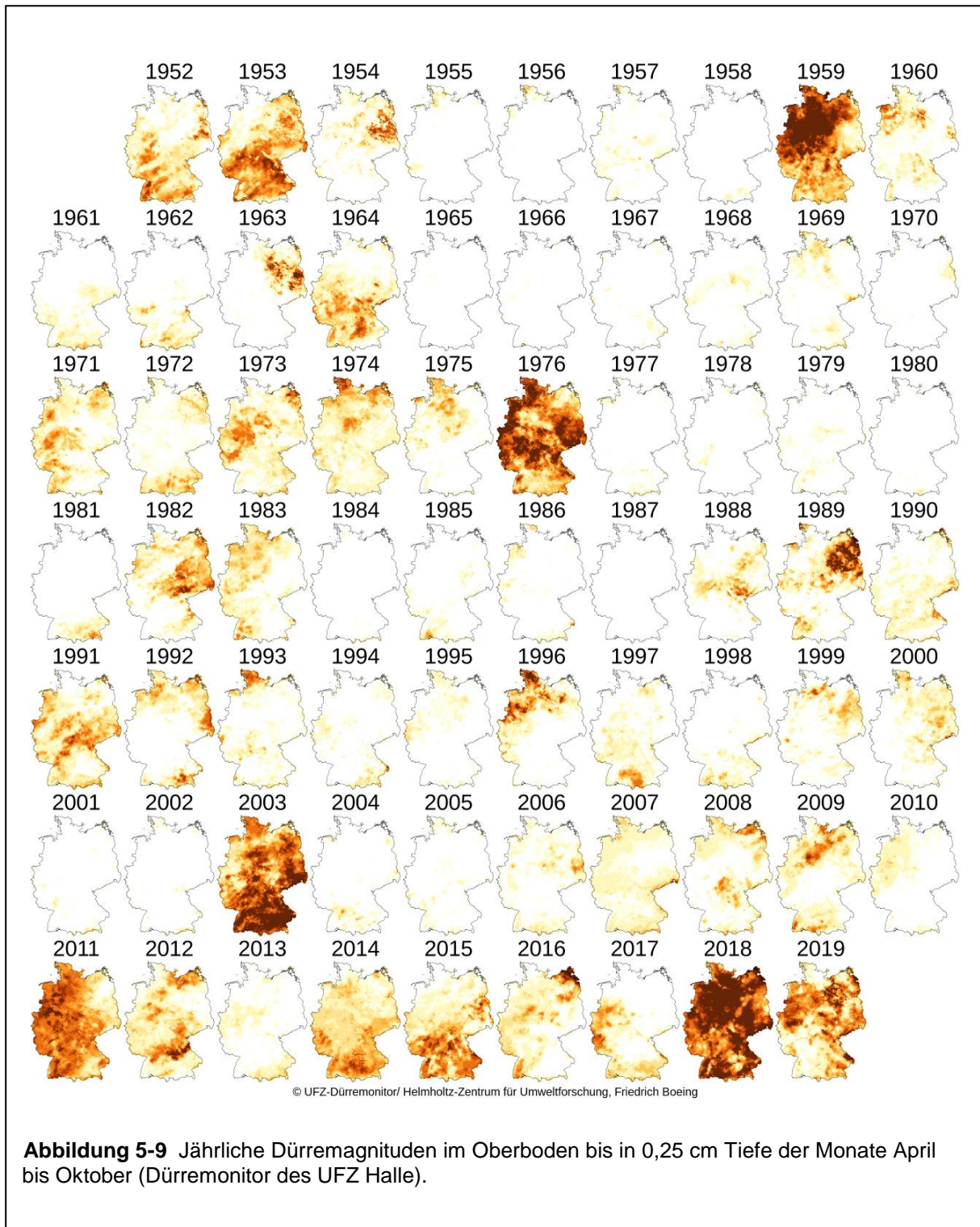
Über den gleichen Zeitraum ist seit 2017 eine negative Entwicklung der klimatischen Wasserbilanz erkennbar mit dem Effekt ausgeprägter sommerlicher Bodentrockenheit, weil sommerliche Regenfälle in den Jahren 2018 und 2020 geringer ausfielen. Die sich seit dem Jahr 2018 verstärkende Bodentrockenheit betrifft nicht nur die oberen Bodenschichten, sondern reicht auch mindestens bis in die übliche Messtiefe für Radon- und Gaspermeabilitätsmessungen.

Die *Klimatische Wasserbilanz* ist trotzdem nur ein theoretischer Wert, der sich aus der Niederschlagssumme und der Summe der potentiellen Verdunstung über Gras ergibt. Faktoren wie Interzeption (von der Pflanzenoberfläche verdunstendes Wasser), Anteil der versickernden Niederschläge, oberflächlicher Abfluss und lateraler Transport von Bodenfeuchte sind aber weitere Faktoren, die die tatsächliche Bodenfeuchte beeinflussen.

Der Dürremonitor des UmweltForschungsZentrums Halle (UFZ) vergleicht die sommerlichen Dürrestärken im Gesamtboden (Abb. 5-8) bis in 1,8 Meter Tiefe und im Oberboden (Abb. 5-9) der Jahre 1952 bis 2019. Innerhalb der fast 70-jährigen Reichweite des Dürremonitors stellen sich bereits die Jahre 2018 und 2019 als Dürrejahre dar. Für den bisherigen sommerlichen Dürrehöhepunkt des Jahres 2020 sind noch keine Daten bzw. Karten veröffentlicht.







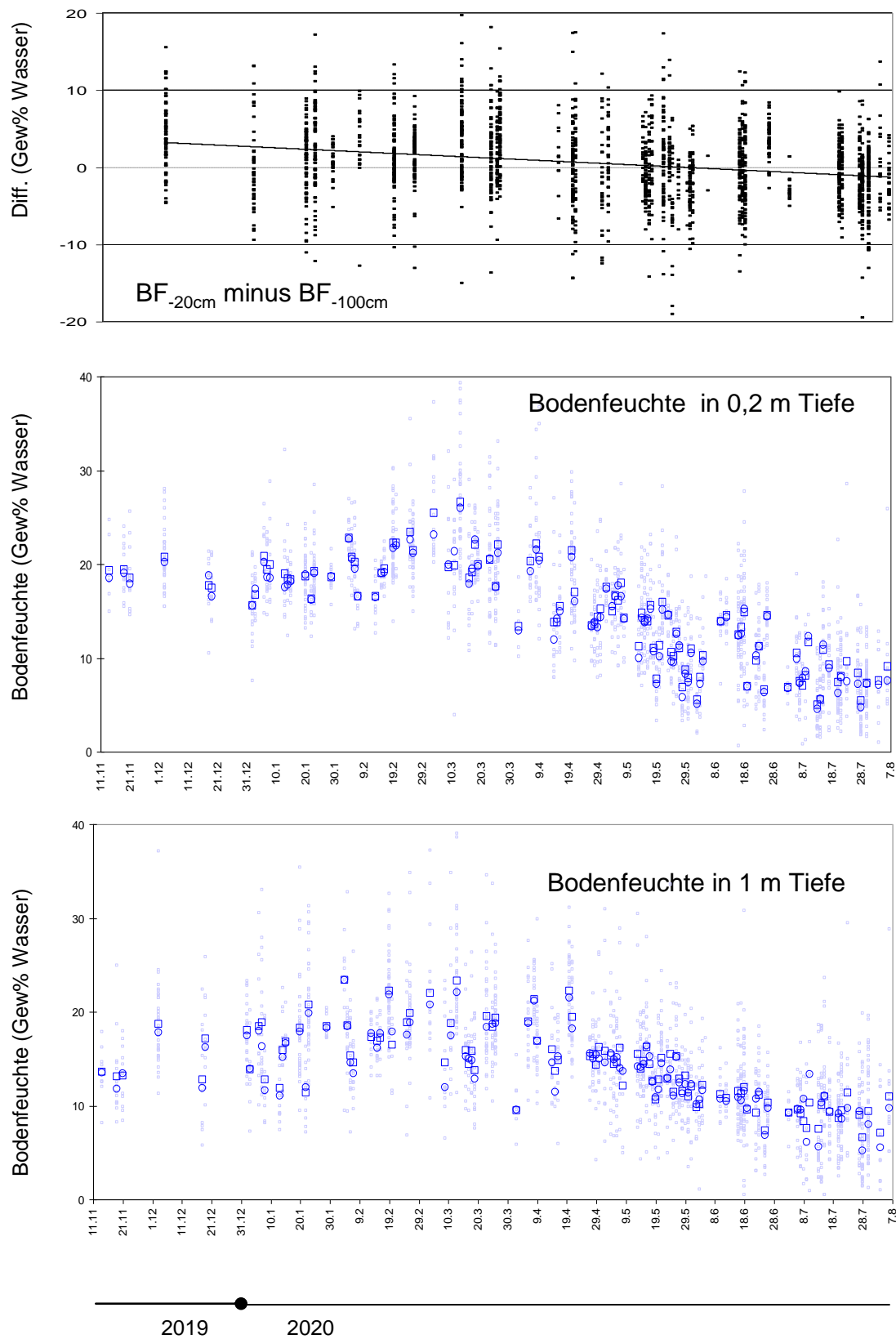


Abbildung 5-10 Bodenfeuchte an den Radonmesspunkten zu Beginn und zum Ende der jeweiligen Radonlangzeitmessungen mit Tagesmedian (Kreise) und Tagesmittelwert (Quadrate). Oben – Differenz des Wassergehaltes zwischen oberflächennaher Probe und Probe aus der Radonmess-tiefe in 1 Meter Tiefe mit linearer Trendlinie.

Abbildung 5-10 zeigt die Bodenfeuchte, die an den Radonmesspunkten genommenen Bodenproben. Deutlich ist sowohl bei den oberflächennahen Proben (15 - 20 cm Tiefe) wie auch bei den Bodenproben aus der Radonmesstiefe ein Trend zu weiterer Austrocknung der Böden über den Projektzeitraum zu beobachten. Die winterlichen Niederschläge fielen nur in Ausnahmefällen und nur in Hochlagen als Schnee und es gab auch keine länger andauernde Schneeeauflage. Der meiste Regen fiel zeitlich sehr konzentriert. Die Versickerung der winterlichen Niederschläge 2019/20 war aufgrund der noch trockenen Oberböden limitiert, sodass beträchtliche Teile des Niederschlages oberflächlich abfließen und nicht versickerten. Auch während der Regenperiode wurde durch die Bohrungen für die Radonmessungen die Beobachtung gemacht, dass die Durchfeuchtung nach Regenfällen selten bis in 30 Zentimeter Tiefe reicht.

Dies deckt sich auch mit der Beobachtung, dass einzelne sommerliche Starkniederschläge, anders als in den Vorjahren, zunehmend seltener Einfluss auf die Radonkonzentration an der Referenzstation in Oppenheim haben (Abb. 5-11).

Die mittlere Windgeschwindigkeit hat nicht nur an der Wetterstation Oppenheim seit 2017 zugenommen (Abb. 5-7), bei gleichzeitig immer trockener werdenden Böden (Abb. 5-8 bis 5-10).

Während des Frühjahrs und Sommers des Jahr 2020 wirkt sich die Veränderung der durchschnittlichen Witterung der letzten Jahre besonders effektiv auf die Radonkonzentration im Boden aus, mit durchschnittlich deutlich geringeren Radonkonzentrationen, trockeneren Böden und damit zwangsläufig auch gleichzeitig erhöhter Gaspermeabilität. Kurzfristige Schwankungen der Radonkonzentration im Boden sind durch Radonlangzeitmessungen mit Kernspurdetektoren eliminierbar. Saisonale Schwankungen und auch mittelfristige Trends sind über die Radonreferenzstation korrigierbar.

Die Abbildung 5-11 betrachtet die Radonreferenzzeitreihe und die Wetterdaten der Wetterstation Oppenheim von Mitte Oktober 2019 bis Anfang August 2020 (Ende der Radonmessungen des Projektes). Die Bodentemperaturschwankungen laufen den Lufttemperaturänderungen jeweils zeitverzögert nach. Ab Mitte April 2020 sind die Bodentemperaturen im Durchschnitt wärmer als die Lufttemperaturen

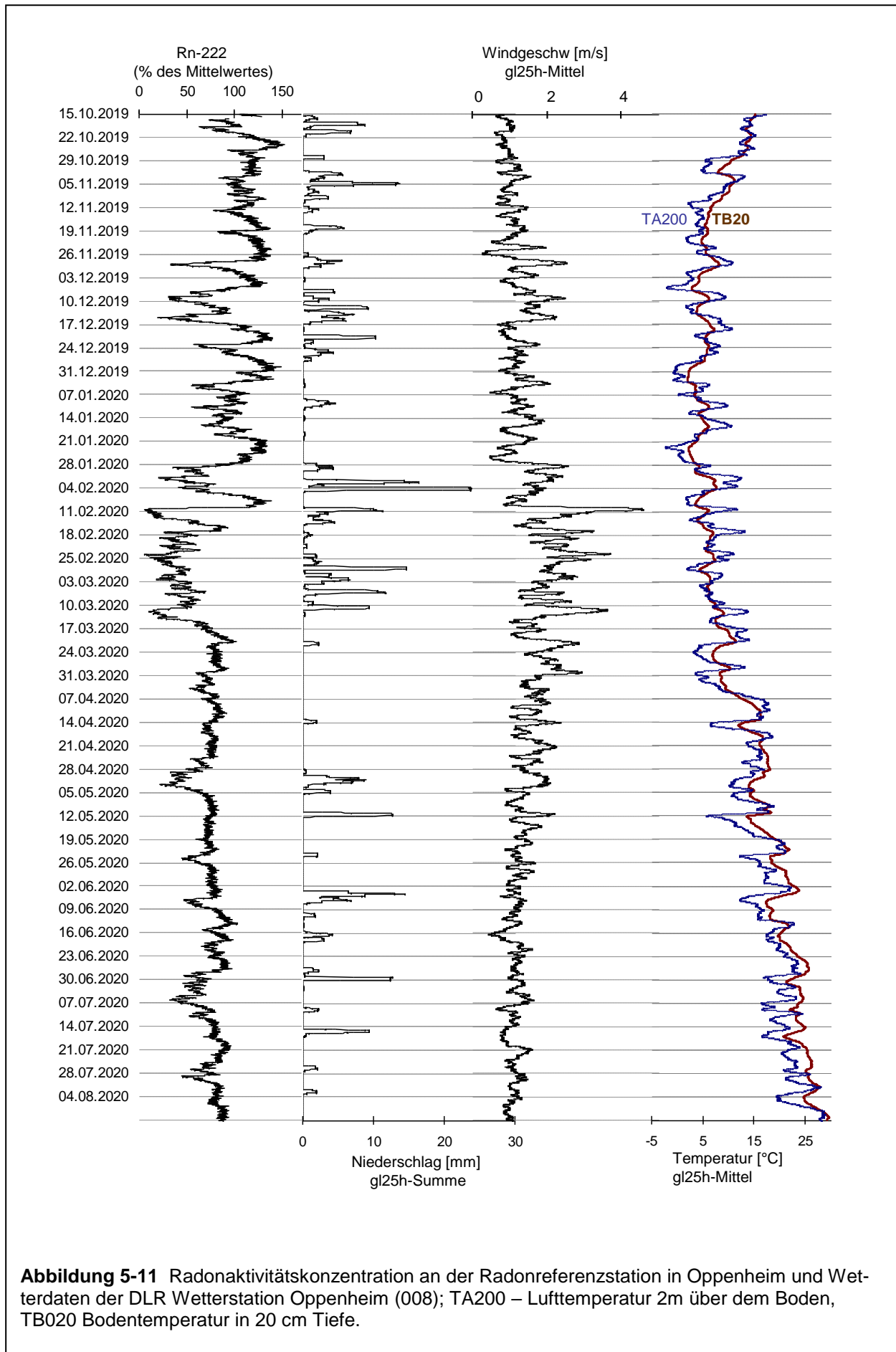


Abbildung 5-11 Radonaktivitätskonzentration an der Radonreferenzstation in Oppenheim und Wetterdaten der DLR Wetterstation Oppenheim (008); TA200 – Lufttemperatur 2m über dem Boden, TB020 Bodentemperatur in 20 cm Tiefe.

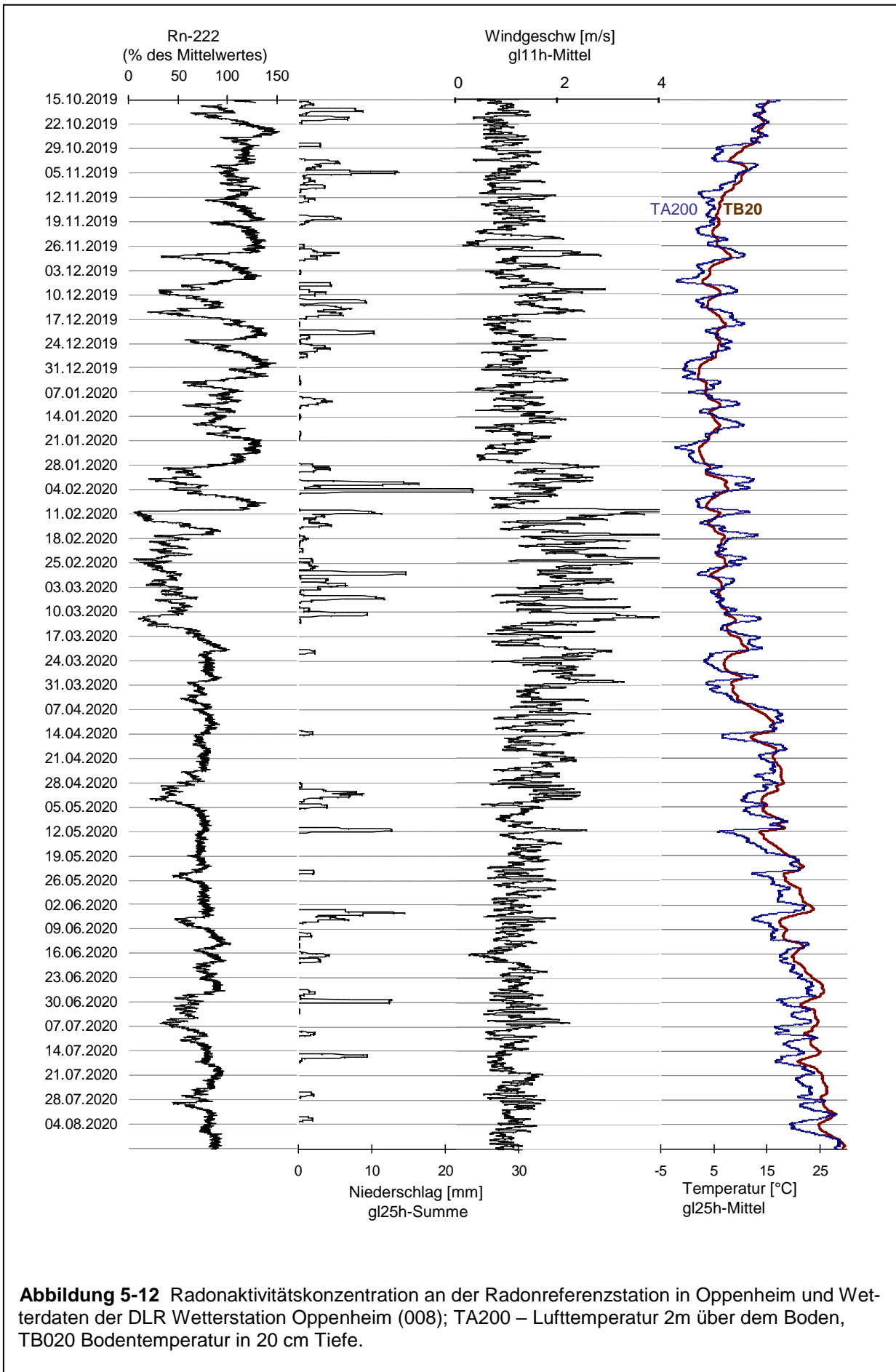


Abbildung 5-12 Radonaktivitätskonzentration an der Radonreferenzstation in Oppenheim und Wetterdaten der DLR Wetterstation Oppenheim (008); TA200 – Lufttemperatur 2m über dem Boden, TB020 Bodentemperatur in 20 cm Tiefe.

Im Herbst und Winter waren während des Durchgangs von Tiefdruckfronten (Advektion wärmerer atlantischer Luftmassen) die Bodentemperaturmaxima kühler als die Lufttemperaturen. Die den Tiefdruckgebieten zugehörigen nachfolgenden Kaltfronten waren meist schwach ausgeprägt und sind in der dargestellten Zeitreihe in den Windgeschwindigkeiten seltener als Maxima ausgeprägt als der Durchgang der Warmfront (im Winter oft stürmisch). Es ist somit festzustellen, dass die Windgeschwindigkeiten im Vorlauf zum Beginn wärmerer Phasen der Lufttemperatur ansteigen und die Bodentemperaturen den Lufttemperaturen mit zeitlicher Verzögerung folgen. Änderungen der Radonkonzentration in einem Meter Tiefe sind damit durch Änderungen des Windfeldes initiiert und nicht durch Luft- oder Bodentemperaturänderungen.

Dem Anstieg zu Windgeschwindigkeitsmaxima folgen zum Teil Niederschlagsereignisse, seltener sind diese zeitgleich. Bis Mitte März 2020 sind in den Radonkonzentrationen zeitgleich mit den Windmaxima z.T. starke und abrupte Einbrüche der Radonkonzentration zu beobachten. Abrupte Anstiege zu höheren Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe sind vor allem nach ergiebigen Niederschlagsereignissen (kurzfristige Versiegelung des Oberbodens bzw. Reduktion der Exhalationsverluste) bei gleichzeitig nachlassender Windgeschwindigkeit zu beobachten (z.B. Anfang Februar 2020). Eine über mehrere Wochen stürmische Wetterlage im Februar/März 2020 hatte zu einer quasi-permanenten Erniedrigung der Radonkonzentration auf unter 50 % des mehrjährigen Mittelwertes der Referenzstation geführt. Die Regenfälle während dieser Phase haben nur zu einer moderaten Abschwächung der Windwirkung auf die Radonkonzentration geführt. Eine tiefreichende Durchfeuchtung bis in Tiefen unterhalb 30 Zentimeter Bodentiefe wurde selten beobachtet. Bodenfrost und damit verbundenen Effekte der Bodenversiegelung und Radonanstieg im Boden haben im Projektzeitraum 2019/2020 keine Rolle gespielt: Zum einen weil die vergleichsweise warmen Bodentemperaturen keine tiefe Bodengefrorenis zuließen und zudem der Porenraum im Oberboden keine ausreichenden Wassergehalte für eine versiegelnde Gefrorenis hätte bereitstellen können.

Nach der winterlichen Sturmphase, aber spätestens mit dem sich einstellen frühlommerlicher Temperaturen ab Mitte April, ändert sich auch die Variabilität der Radonkonzentration im Boden. Die Bodentemperaturen waren im 25h-Mittel nahezu durchgängig höher als die 25h-Mittel der Lufttemperatur in zwei Meter Höhe über dem Boden. Der thermische Gradient und damit eventuell induzierte konvektiv Bodenluftbewegungen wirkten somit im Tagesmittel betrachtet exhalationsfördernd. Kurze Phasen erhöhter

Windgeschwindigkeit stellen sich in Abbildung 5-11 weniger klar dar und waren auch hinsichtlich Intensität und Wirkdauer verringert. Die winterlichen, mit dem Durchzug von Fronten verbundenen Änderungen des Windfeldes wurden abgelöst durch eher kurzfristige, thermisch bzw. Insulations-getriebene lokal entstandene Konvektionszellen und Windbewegungen. In Abbildung 5-12 wurde deshalb das gleitende Mittel auf eine 11-stündige Periode reduziert. Die Abbildung macht deutlich, dass Änderungen der Windgeschwindigkeit auch im Frühsommer und Sommer 2020 eine wichtige Einflussgröße bleiben. Die im Sommerhalbjahr gefallenen Niederschläge waren so gering, dass sie auch nur sehr selten kurzfristig die Exhalation hätten effektiv reduzieren können. Die bereits im Herbst 2019 überwiegend nur erdfeuchten Böden trockneten in der Mess-tiefe, vor allem aber oberflächennah im Laufe des Projektes weiter aus (Abb. 5-10).

Unter im Projektzeitraum spätestens seit April 2020 gegebenen Trockenbedingungen ist, wie in Kapitel 3 bei der Darstellung der theoretischen Grundlagen bereits eingeführt,

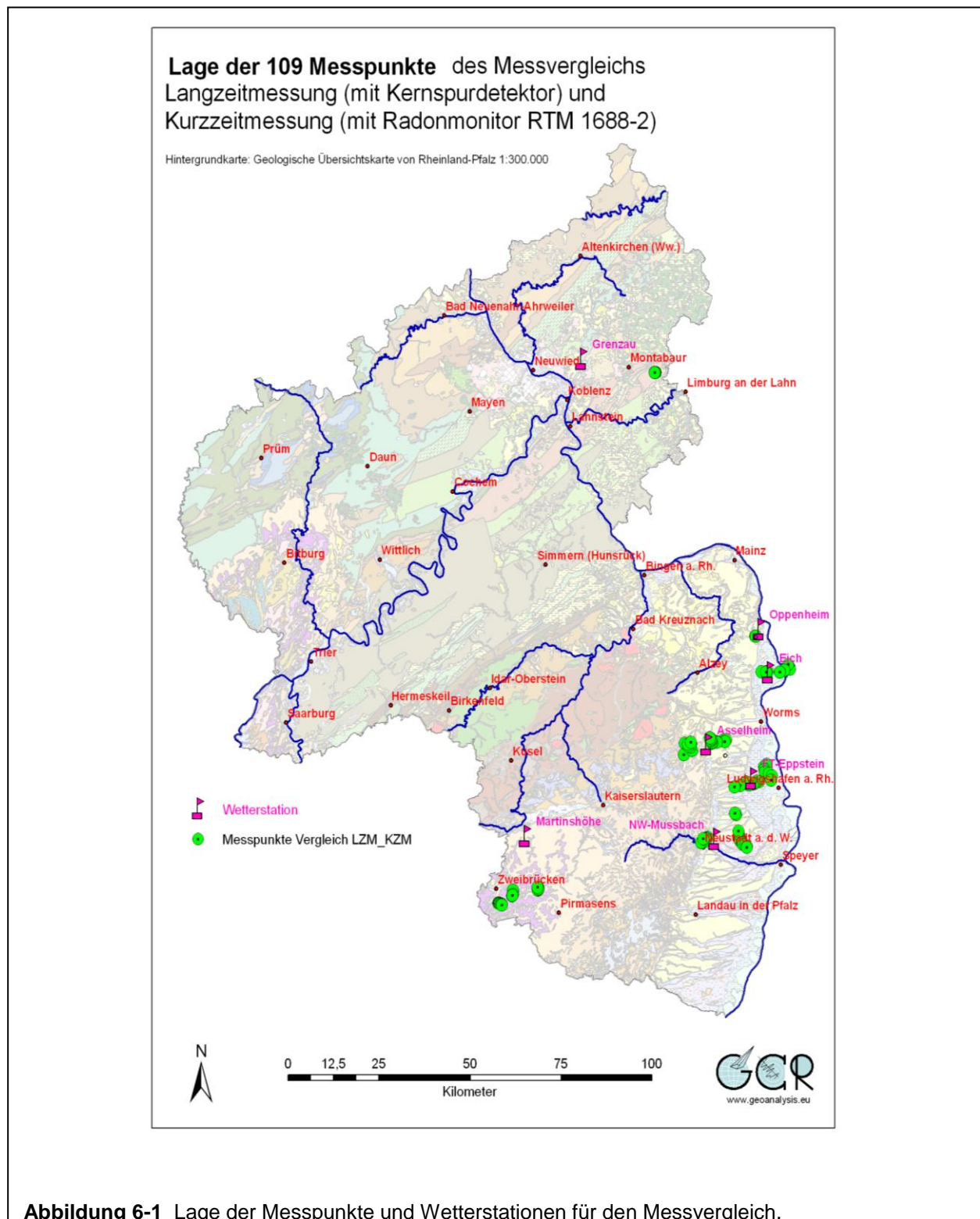
- die Emanationsrate und damit die in den Porenraum gelangende Radonmenge verringert,
- die Einengung des Porenraums durch Bodenwasser verringert und somit das Radon durch Bodenluft verdünnt (u.a. Rose et al., 1990),
- die Gaswegsamkeit im Untergrund erhöht, und
- die Anfälligkeit für Exhalationsverlust von Radon verstärkt, weil die Anfälligkeit für die Erzeugung advektiven/konvektiven Radontransports durch die Erzeugung von mechanisch-induzierter (Wind) und thermisch-induzierter (Temperaturen) Luftbewegungen verstärkt ist, bei
- u.U. durch Trockenrisse veränderter Tiefenlage (Grasty 1994) zur Exhalationsfront (vgl. Kapitel 3)

Oben genannte, auf der langfristigen Austrocknung der Böden basierende geänderte Rahmenbedingungen bedingen den im Vergleich zu den Vorjahren ungewöhnlichen Verlauf der Radonkonzentration.

6. Vergleichsmessung der Radon-222-Aktivitätskonzentration

6.1 Charakterisierung der Messregionen für die Vergleichsmessungen

Die für den Messvergleich ausgesuchten Messpunkte liegen in einem Umkreis von bis zu 100 Kilometer Luftlinie rund um die Radonreferenzstation von GeoConsult Rein in Oppenheim (Abb. 6-1).



Das nördliche Messpunktcluster (11 Messpunkte) liegt bei Nentershausen im Westerwald. Den geologischen Untergrund bilden dort gefaltete devonische Gesteine, die z.T. innerhalb weniger Meter stark unterschiedliche Radonkonzentrationen und Gaspermeabilitäten ergeben können. Die Bodenauflage ist häufig flachgründig, sodass ein Teil der Radonmessungen nicht in den Decklehmen, sondern im aufgewitterten bzw. teilweise nur leicht angewitterten Fels erfolgte. Die zu Nentershausen (270 m NHN) nächstgelegene agrarmeteorologische Wetterstation liegt 20 Kilometer nordnordwestlich bei Grenzau (319 m NHN).

Ein weiteres Messcluster (24 Messpunkte) liegt in der Südwestpfalz östlich von Zweibrücken. Die flach lagernden Sedimentgesteine des Pfälzer Buntsandsteins und Muschelkalks sind hier auf engem Raum in ihrer Vielfalt ausgeprägt. Die Messpunkte für den Messvergleich sind entlang von drei Profillinien angelegt. Die Messpunkte liegen zwischen 230 – 350 m NHN. Die zugehörige nächste agrarmeteorologische Wetterstation Martinshöhe liegt 13 - 16 Kilometer nördlich davon bei 411 m NHN.

Die Lockersedimente des Oberrheingrabens bilden den Baugrund des mit am dichtesten besiedelten Teils von Rheinland-Pfalz. Um der faziellen Vielfalt (unterschiedliche Ablagerungsräume) der quartären Rheinsedimente, der seiner Nebenflüsse und der tertiären Sedimente auf den Grabenrandschollen gerecht zu werden, wurden entlang von Profillinien senkrecht zur größten erwarteten lithologischen Varianz insgesamt 74 Messpunkte zwischen Oppenheim und Neustadt a. d. Weinstraße für den Messvergleich ausgewählt. Die Witterungsbedingungen während des Messvergleiches werden für die jeweiligen Teilcluster über die Wetterstationen Neustadt-Mußbach, Grünstadt-Asselheim, Frankenthal-Eppstein, Eich und Oppenheim dargestellt.

6.2 Ergebnisse (Auswertung)

6.2.1 Bodenfeuchte

Über den gesamten Zeitraum des Messvergleichs waren die Böden trotz gelegentlicher, aber wenig ergiebiger Regenfälle trocken bis extrem trocken.

Unterschiede in zeitgleich genommenen Bodenproben ergeben sich mit wenigen Ausnahmen durch die Bodenart (Korngrößenverteilung) der Bodenprobe. Tonige und lehmige Böden haben aufgrund ihres hohen Feinkornanteils und deshalb relativ großer Kornoberfläche und engen Porenraums und enger Menisken zwischen den Körner der Ton-

und Silt(Schluff)-Fraktion ein höheres Wasserbindevermögen als gröber körnige schluffige Sande, Sande oder Böden mit Skelettanteil (Kies, Grus, Gerölle, Steine).

Zu Beginn der Radonmessungen wurden in den oberflächennahen Bodenproben (Abb. 6-2) maximale Bodenfeuchtwerte von 18,1 Gew% gemessen. Nur in 5 weiteren oberflächennahen Proben wurden Bodenfeuchten >15 Gew% gemessen. In 31 weiteren Bodenproben lag die Bodenfeuchte zwischen 10 - 15 Gew% Wassergehalt. In 74 der 109 Proben betrug die Bodenfeuchte weniger als 10 Gew% (staubtrocken/trocken). Während der Radonmessungen trockneten die Böden weiter aus, sodass am Ende der Exposition der Kernspurdetektoren an 83 der 109 Standorte Wassergehalte von weniger als 10 Gew%, an 19 Standorten 10 - 15 Gew% Wasser und nur an 7 Messpunkten feuchte Bedingungen von 15 - 18 Gew% Wassergehalt gemessen wurden. Letztere lagen vor allem im Westerwald, wo der Messvergleich bereits im Juni begann (vgl. Witterungsdaten in den Abbildungen 6-8 und 6-9).

Selbst in einem Meter Tiefe (Radonmesstiefe) waren die Böden sowohl zu Beginn als auch zum Ende der jeweiligen Detektorexposition vergleichbar trocken wie oberflächennah (Abb. 6-3). Zu Beginn der Radonlangzeitmessungen war in der Radonmesstiefe an 55 Messpunkte weniger als 10 Gew% Wasser im Boden, an weiteren 45 Standorten nur 10 - 15 Gew% und an weiteren 9 Standorten bis maximal 20,5 Gew% Wasser. Die Bodentrockenheit verstärkte sich an den meisten Standorten der Vergleichsmessungen, so dass am Ende der Radonlangzeitmessung an 64 Standorten die 10 Gew% - Marke in der Radonmesstiefe unterschritten wurde und an weiteren 37 Messpunkten die Wassergehalte zwischen 10 - 15 Gew% lagen. Auch die maximal gemessene Bodenfeuchte war mit 19,2 Gew% leicht erniedrigt.

Jeweils der rechte Teil der Abbildungen 6-2 und 6-3 fasst dieses Ergebnis zusammen. Dargestellt ist die Differenz des Wassergehaltes zu Beginn und zum Ende der Radonlangzeitmessung als Veränderung in Gew%. In wenigen Proben war über den Zeitraum der Radonlangzeitmessung eine Zunahme der Bodenfeuchte zu verzeichnen.

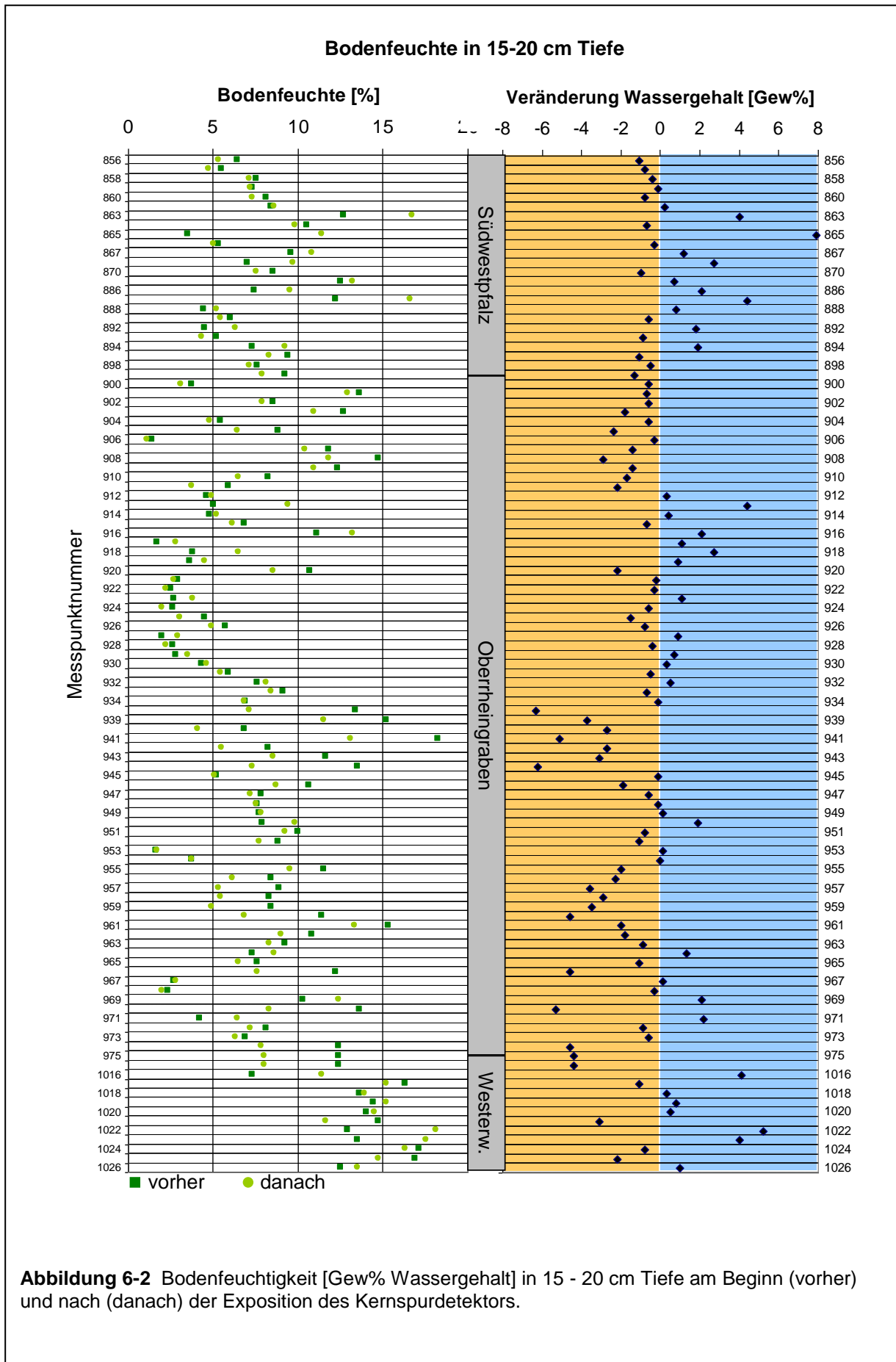
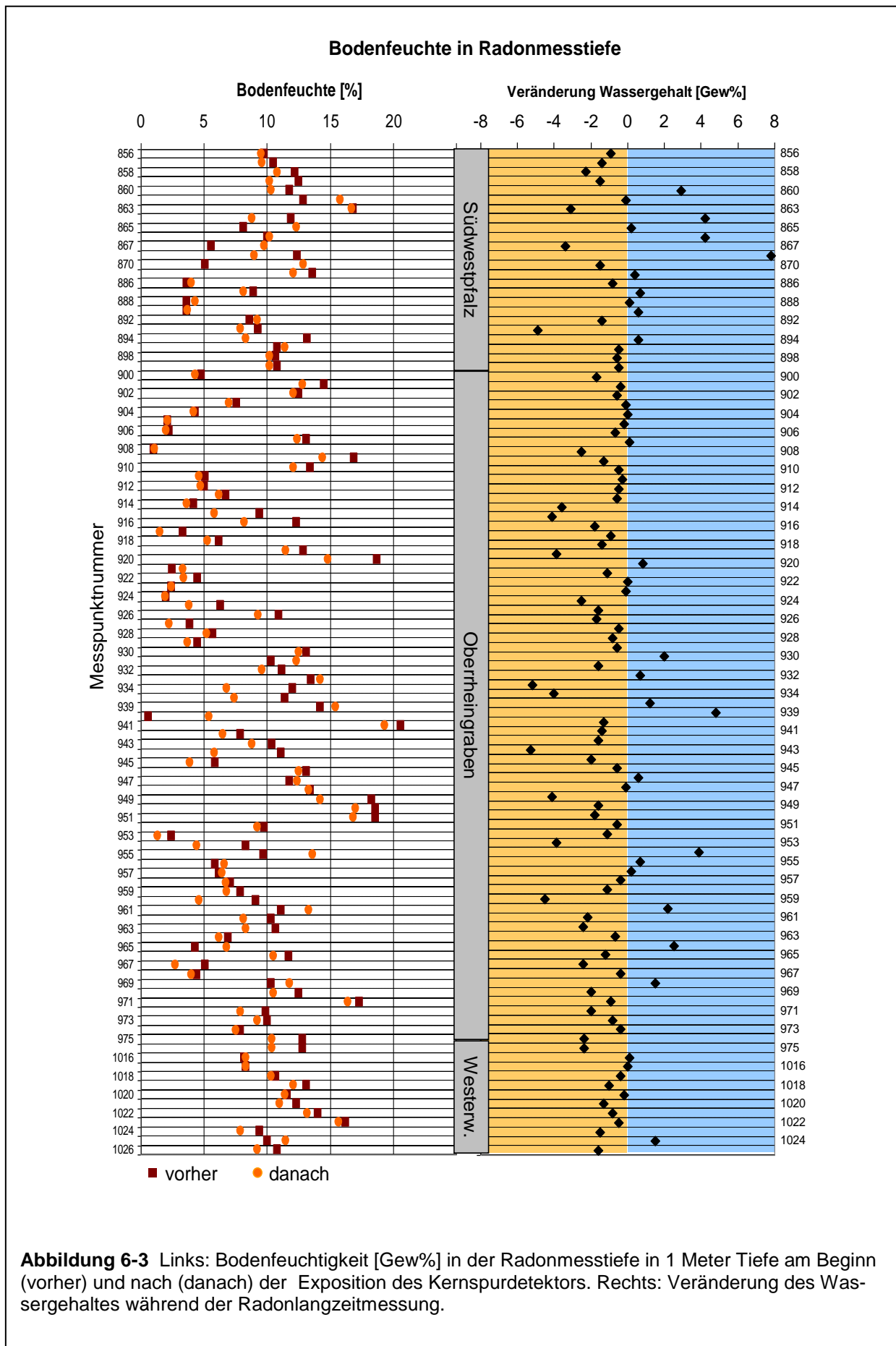


Abbildung 6-2 Bodenfeuchtigkeit [Gew% Wassergehalt] in 15 - 20 cm Tiefe am Beginn (vorher) und nach (danach) der Exposition des Kernspurdetektors.



6.2.2 Gaspermeabilität

Die zuvor beschriebenen mehrheitlich extrem trockenen bis trockenen Böden hatten einen bedeutenden Einfluss auf die Gaspermeabilität und auch auf die gemessenen Radonkonzentrationen. Gemessen wurde die Gaspermeabilität mit einem Radon-JOK (Neznal & Neznal, 2005). Die Zeit die benötigt wird um ein vorgegebenes Bodenluft-Volumen über eine Bodenluftsonde anzusaugen ist die primäre Messgröße. Mit dieser wird über ein Nomogramm die Gaspermeabilität k [m^2] bestimmt.

Das Nomogramm ist für Ansaugzeiten ab 8 Sekunden und länger anwendbar. Acht Sekunden entsprechen einer Gaspermeabilität $k=1,4 \times 10^{-11} \text{ m}^2$.

In Abbildung 6-4 ist der Bereich mit sehr kurzen Ansaugzeiten <8 Sekunden gelb hinterlegt. Für 31 der 109 Messstandorte wurden diese extrem kurzen Ansaugzeiten von 3 - <8 Sekunden gemessen, besonders in den sandig-kiesigen Böden des Oberrheingraben und in den sandigen Böden des Buntsandsteins der Pfalz.

Aber auch in Lössen und Lehmen wurden aufgrund der Trockenheit höhere Gaspermeabilitäten (Abb. 6-5) als erwartet gemessen, weil letztere bei der beobachteten Trockenheit auch nicht mehr plastisch verformbar waren. Möglicherweise wurde deshalb nicht nur der für die Gaspermeabilitätsmessungen gewünschte zylindrische Hohlraum definierten Volumens durch das Austreiben der Spitze aus der Bodenluftsonde geschaffen, sondern es sind auch darüber hinausgehend Brüche in dem bei geringer Feuchte spröden Boden gebildet worden. Die bindigen Böden waren zum Zeitpunkt der Messungen ganz überwiegend den spröden Bodenkonsistenzklassen „ko1“, untergeordnet „ko2“ und nur in Ausnahmefällen höheren Konsistenzklassen zuzuordnen (KA, 2005). Andererseits ist es aber auch fraglich ob der Formfaktor des zylindrischen Raumes, aus dem Bodenluft für die Messung normalerweise angesaugt wird, in extrem trockenen Sanden (Einzelkornggefüge) gegeben ist. Es ist eher zu vermuten, dass der trockene Sand ohne adhäsive Kräfte der Bodenfeuchte in den durch die ausgetriebene Spitze hergestellten zylindrischen Raum unter der Bodenluftsonde rieselt und so die Messbedingungen (angenommener Formfaktor) verändert. Damit einher ginge eine Unterschätzung der Gaspermeabilitäten in sehr trockenen Sanden und eine Überschätzung in den trockenen (spröden) bindigen Böden.

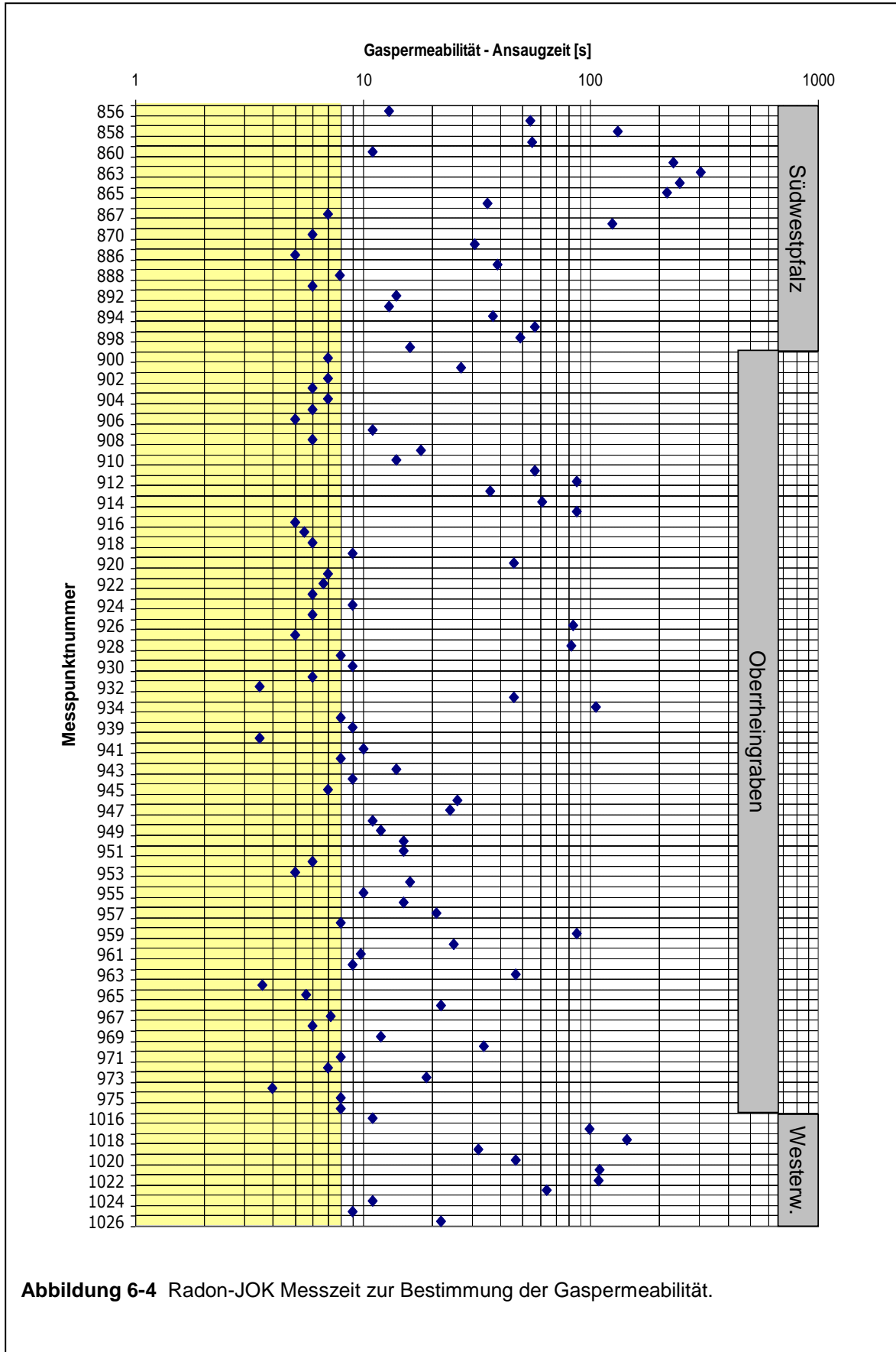


Abbildung 6-4 Radon-JOK Messzeit zur Bestimmung der Gaspermeabilität.

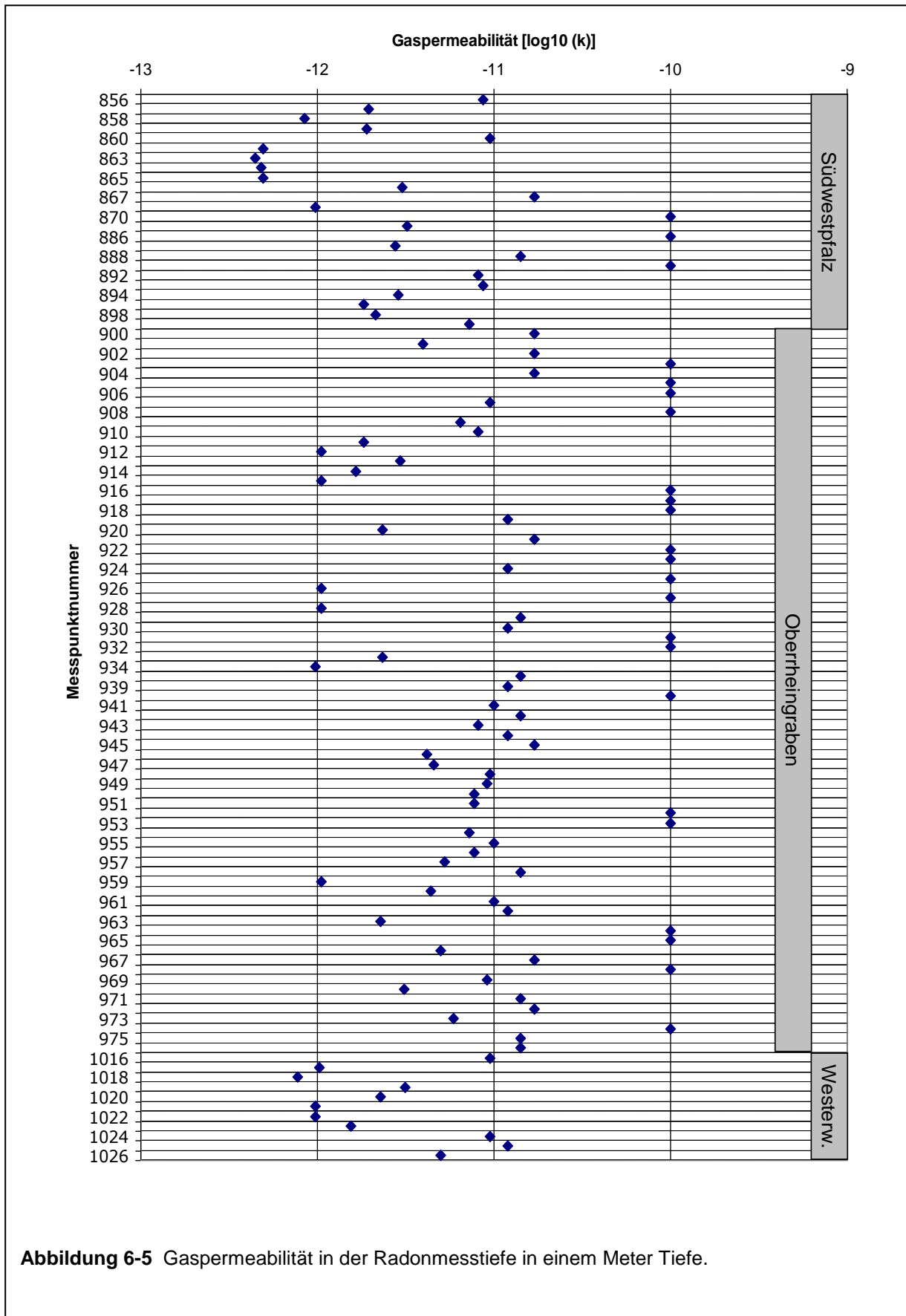
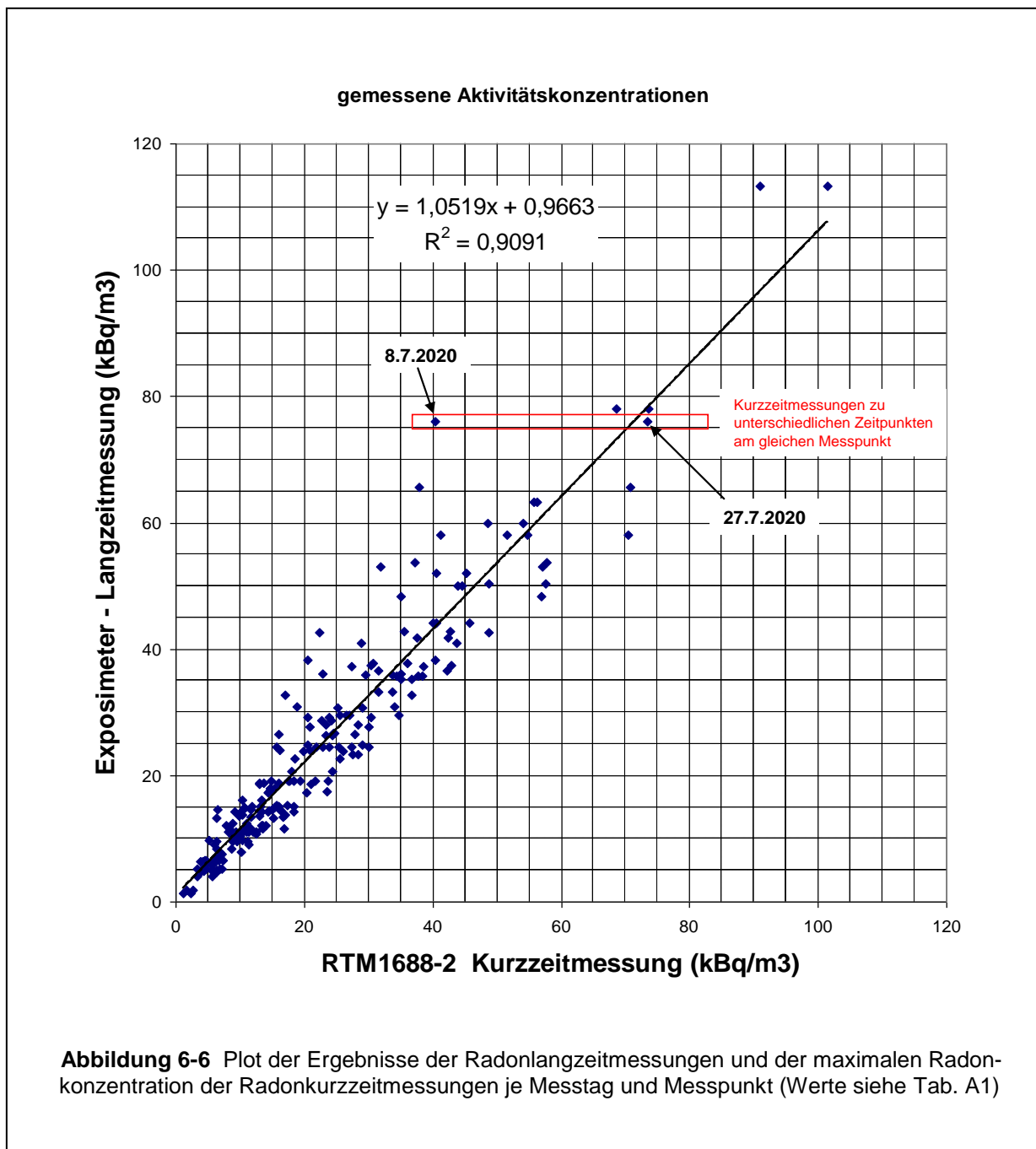


Abbildung 6-5 Gaspermeabilität in der Radonmesstiefe in einem Meter Tiefe.

6.2.3 Radonaktivitätskonzentrationen

Die an den Messvergleichsstandorten mit Radonlangzeitmessungen gemessenen Radon-222-Aktivitätskonzentrationen liegen zwischen 1 kBq/m³ und 113 kBq/m³ (Abb. 6-6). In Abbildung 6-6 sind die Ergebnisse der Radonlangzeitmessungen und der Radonkurzzeitmessungen der 109 Messstandorte gegeneinander geplottet.



Jeder Radonlangzeitmessung entsprechen jeweils zwei Radonkurzzeitmesswerte (z.B. am 8.7.20 und am 27.7.20 in Abb. 6-6). Die Radonkurzzeitmessergebnisse in Abbildung

6-6 werden durch die je Messtag und Messpunkt gemessenen Radonaktivitätsmaxima repräsentiert (vgl. Kap. 3.2).

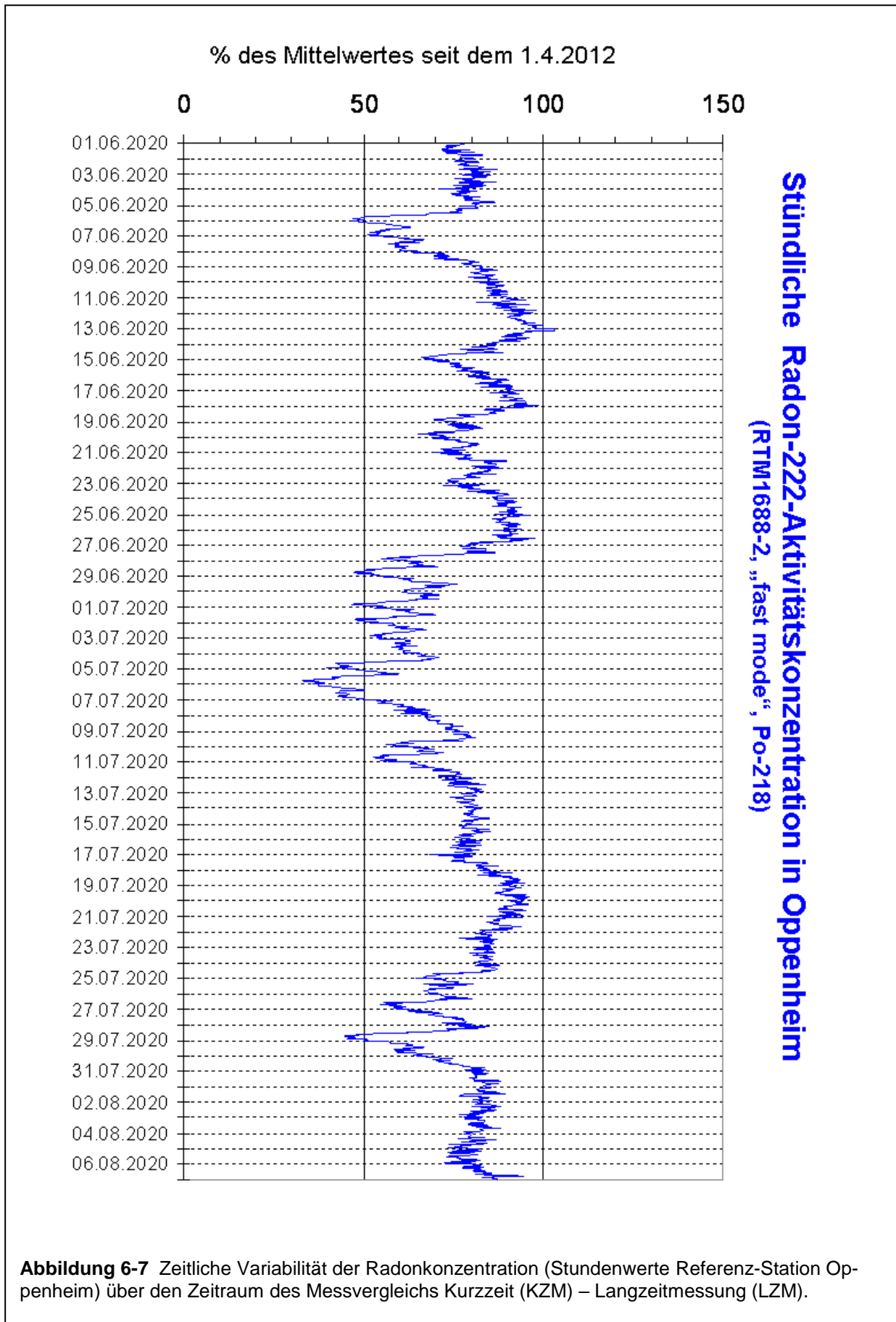
In der Abbildung 6-6 wird eine mehr oder weniger breite Spreizung der Radonkurzzeitmessergebnisse deutlich. Diese steht im Zusammenhang mit der zeitlichen Variation der Radonkonzentration im Boden als Reaktion auf jeweilige Witterungseinflüsse oder mit infolge der Witterung veränderten bodenphysikalischen Parameter.

Trotzdem ergibt sich für die Messungen eine gute lineare Regression mit einem Korrelationskoeffizienten R^2 von 0,9. Die Steigung der Regressionsgeraden zeigt auch, dass durch die Radonlangzeitmessungen durchschnittlich etwa 5% höhere Radonkonzentrationen gemessen wurden, als an den Tagen, an denen die Radonkurzzeitmessungen durchgeführt wurden.

6.2.4 Witterungsbedingungen während der Messungen

Die Variabilität der Radonkonzentration in einem Meter Tiefe im Boden an der Radonreferenzstation in Oppenheim über den Zeitraum des Messvergleiches ist in Abbildung 6-7 dargestellt. Im Vergleich zu dem längerfristigen Verlauf der Radonkonzentrationen an der Referenzstation seit 2012 (Abb. 5-1 bis 5-3) wird deutlich, dass im Frühjahr und Sommer 2020 ungewöhnliche Messbedingungen herrschten. In dem ebenfalls über Monate trockenen Jahr 2018 deutete sich bereits ein ähnlicher Trend an. Ähnlichkeiten im hygrischen Witterungsverlauf zwischen diesen Jahren werden in Abbildung 5-7 erkennbar, in der die monatlichen Niederschlagsmengen und die klimatische Wasserbilanz über den Zeitraum des Betriebes der Radonreferenzstation in Oppenheim dargestellt sind.

Aufgrund der in 2020 bis in die Radonmesstiefe außergewöhnlich trockenen Böden (vgl. Abb. 5-10, Abb. 6-2, Abb. 6-3), konnten sich im Boden keine „normal“-hohen oder auch temporär überhöhte Radonkonzentrationen aufbauen. Die Gründe waren: Verringerte Emanation, die Verdünnung von Radon in Bodenluft wegen der verringerten Einengung des luftgefüllten Porenraumes, sowie verstärkte Exhalationsverluste, weil bei erhöhter Durchlässigkeit der konvektive Gasaustausch mit der Atmosphäre erleichtert wurde. Die Böden bzw. die Radonkonzentrationen im Boden waren damit auch vermehrt sensitiv für externe klimatische Trigger (z.B. Wind), die auch in normal-feuchten Jahren zu temporär starken Erniedrigungen der Radonkonzentration im Boden führen können. Ausgeprägte Starkwindphasen wie noch im Februar des Jahres 2020, die selbst in einer Phase



gleichzeitig starker Niederschläge (130 % des langjährigen Mittelwertes der Wetterstation Oppenheim) zu einer starken Absenkung der Radonkonzentration geführt haben (Abb. 5-11, Abb. 5-12), gab es im weiteren Verlauf des Jahres 2020 bis zum Abschluss der Feldmessungen nicht. Die mittlere Windgeschwindigkeit hat bei gleichzeitig immer trockener werdenden Boden nicht nur an der Wetterstation Oppenheim seit 2017 zugenommen. Spätestens seit dem Jahr 2020 wirkt sich die Entwicklung der Witterung der letzten Jahre sehr effektiv auf die Radonkonzentration im Boden aus.

6.2.5 Witterungskorrigierte Radonaktivitätskonzentrationen

Die Abbildung 6-6 belegt eine Streuung der zu unterschiedlichen Zeitpunkten während der Radonlangzeitmessungen am identischen Messpunkt (innerhalb der Schutzsonde) mit einem Radonmonitor gemessenen Radonkonzentrationen.

Für die seit dem Jahr 2012 von GeoConsult Rein mit Kernspurdetektoren im Boden gemessenen Radon-222-Aktivitätskonzentrationen (CR_n) werden routinemäßig über die Radonmessreihe ($CR_{n_{ref}}$) der Radonreferenzstation Oppenheim witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentrationen ($CR_{n_{wk}}$) approximiert

Für die Zeit der Exposition eines Kernspurdetektors wird der Mittelwert der Stundenwerte der Referenzstation ($CR_{n_{ref}mean_{s1...sn}}$; s_1 = Beginn, s_n = Ende der Expositionszeit) berechnet.

Daraus ergibt sich die approximierte Witterungskorrektur:

$$CR_{n_{wk}} = CR_n / CR_{n_{ref}mean_{s1...sn}} * 100$$

Die Witterungskorrektur erfordert, dass der durchschnittliche Witterungsverlauf zwischen Referenzstation und dem Ort, an dem die zu korrigierenden Radonmessungen erfolgten, vergleichbar ist. Weniger entscheidend als die absoluten Werte ist dabei der zeitliche Verlauf. Allein schon aufgrund der topografischen und orografischen Position und Exposition ergeben sich auch bei ausgeprägt allochthonen Wetterlagen systematische Unterschiede zwischen Wetterstationen, die zum Beispiel die mittleren Boden- und Lufttemperaturen, Temperaturgradienten zwischen den Messniveaus, Niederschlagsmenge, relative Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit beeinflussen. Bei lokal (autochthon) geprägten Wetterlagen werden diese Unterschiede verstärkt.

Die Vergleichbarkeit des Witterungsverlaufes für die im Juni und vor allem Juli im Rahmen des Messvergleichs gemessenen Standorte im Westerwald, Pfälzer Wald und Oberrheingraben dokumentieren die Abbildungen A6-1 bis A6-8 im Anhang. Die Lage der Wetterstationen ist in der Karte in Abbildung 6-1 zusammen mit den Messpunkten des Messvergleichs dargestellt.

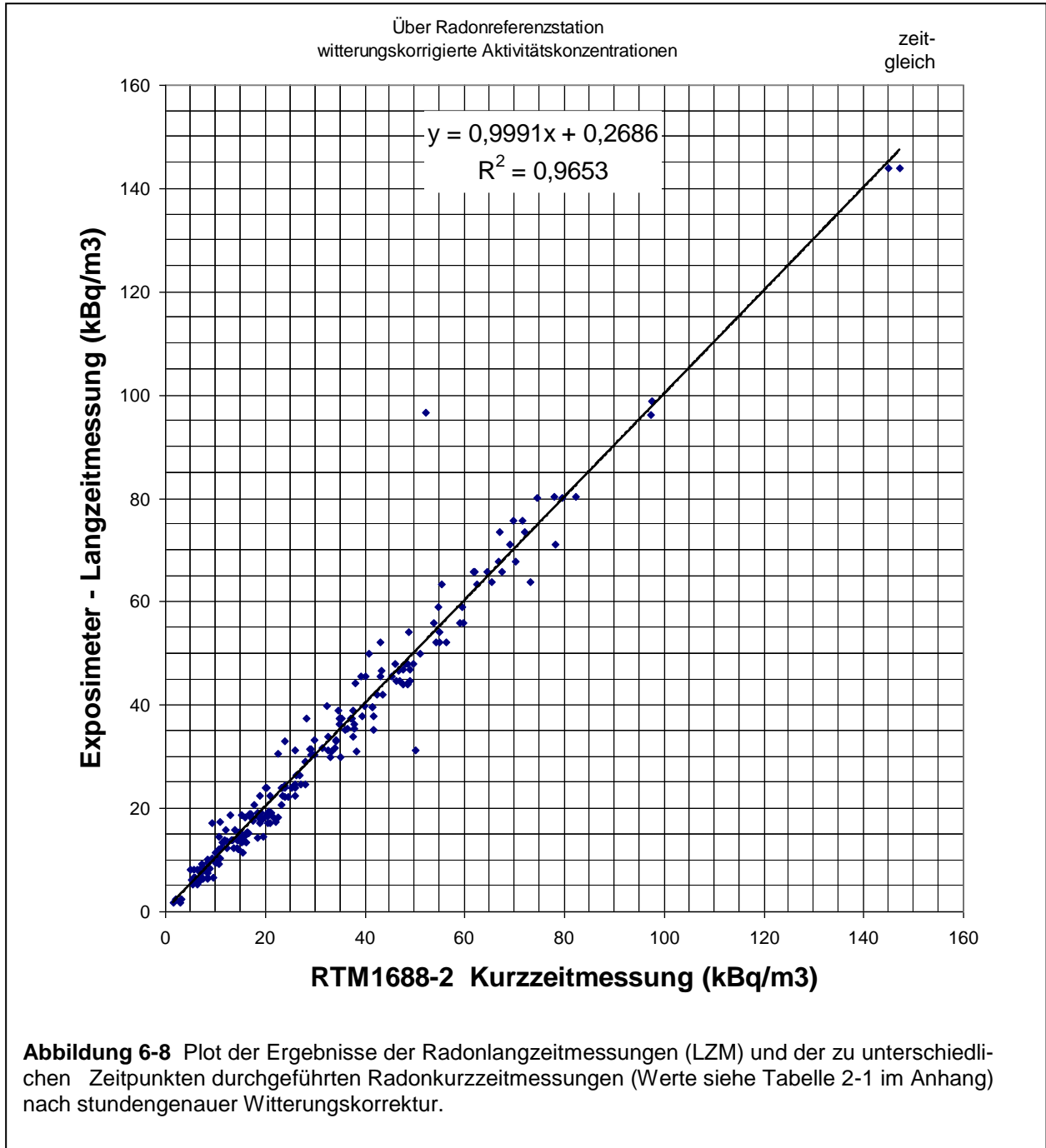
Eine approximierte Witterungskorrektur von Radonkurzzeitmessungen ist mit größeren Unsicherheiten als die der Radonlangzeitmessungen behaftet. Erfolgen in der Radonreferenzkurve Änderungen aufgrund der Witterungseinflüsse, dann ist es eher unwahrscheinlich, dass diese Witterungsverläufe (und auch Radonbodenluftkonzentrationen) an anderen Orten genau synchron verlaufen. Wegen der mehr oder weniger ausgeglichenen Witterung über den Zeitraum des Messvergleichs, ohne regional stark unterschiedliche und ausgeprägt wechselhafte Witterungsverläufe, waren die Rahmenbedingungen für eine Witterungskorrektur auch von Radonkurzzeitmessungen über den Vergleichszeitraum wahrscheinlich günstiger als im Jahresdurchschnitt.

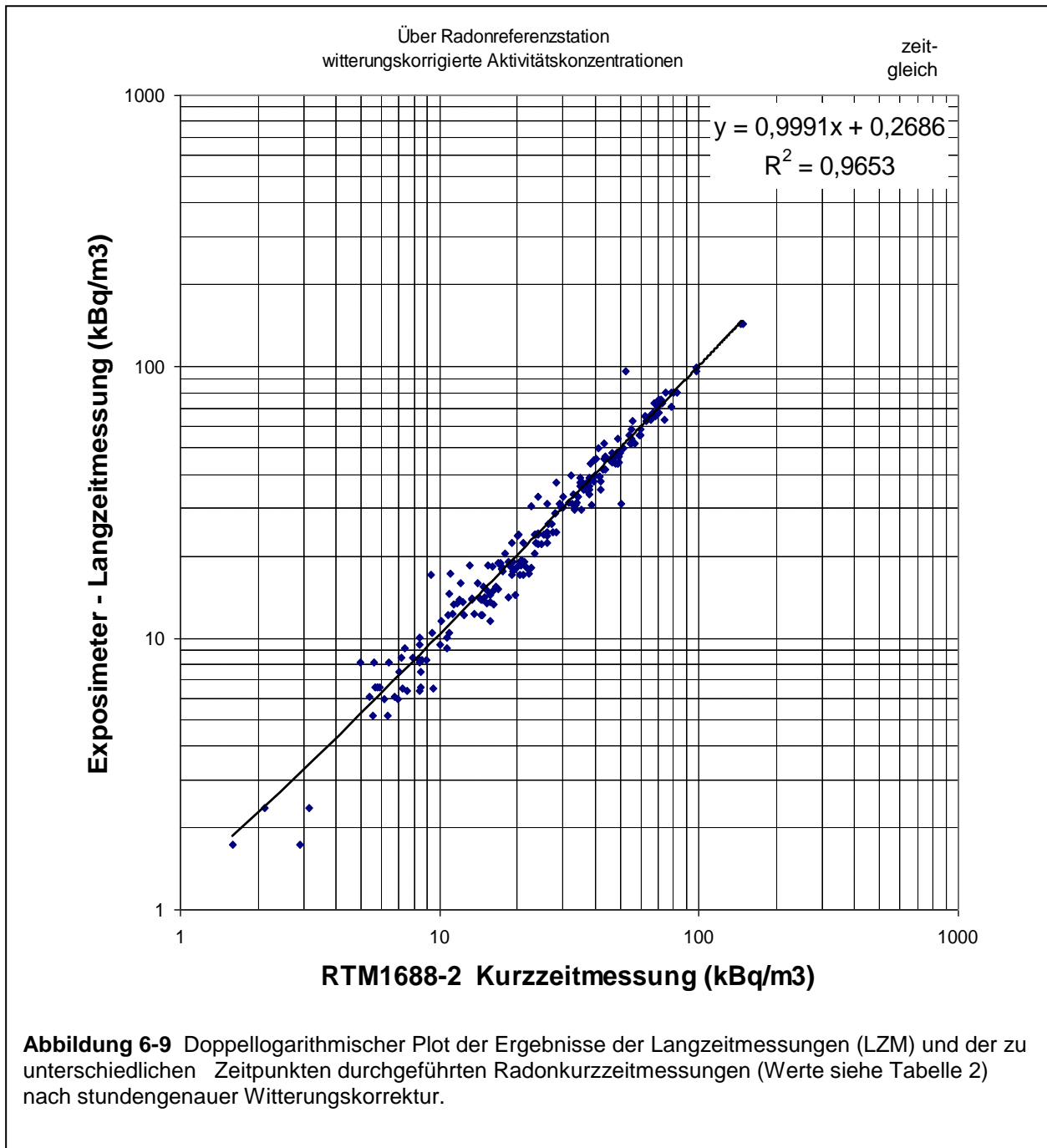
Für die Witterungskorrektur der Radonkurzzeitmessungen wurden jeweils drei Referenzzeiträume getestet. Die Witterungskorrektur erfolgte einmal über den

- stundengenauen Referenzwert, der dem Messzeitpunkt im Feld entsprach (0h),
- dem 3-stündigen (3h) Mittelwert (-1h, 0h,+1h in der Referenzreihe) und
- dem 5-stündigen (5h) Mittelwert (-2h,-1h, 0h,+1h,+2h in der Referenzreihe)

Abbildung 6-8 und 6-9 zeigen das Ergebnis für die stundengenaue Witterungskorrektur, Abbildung 6-10 das für die über drei bzw. fünf Stunden gemittelte Referenzreihe.

Nach der Witterungskorrektur der Radonlangzeit- und Radonkurzzeitmessergebnisse über die Referenzdatenreihe der Radonreferenzstation Oppenheim ergibt sich ein hoher Korrelationskoeffizient mit $R^2 > 0,96$. Die Steigung der Regressionsgerade ist praktisch 1, sie schneiden den Nullpunkt der beiden Achsen nahezu perfekt. Damit ist die Vergleichbarkeit der Messmethoden über 2 Größenordnungen hinweg nachgewiesen.





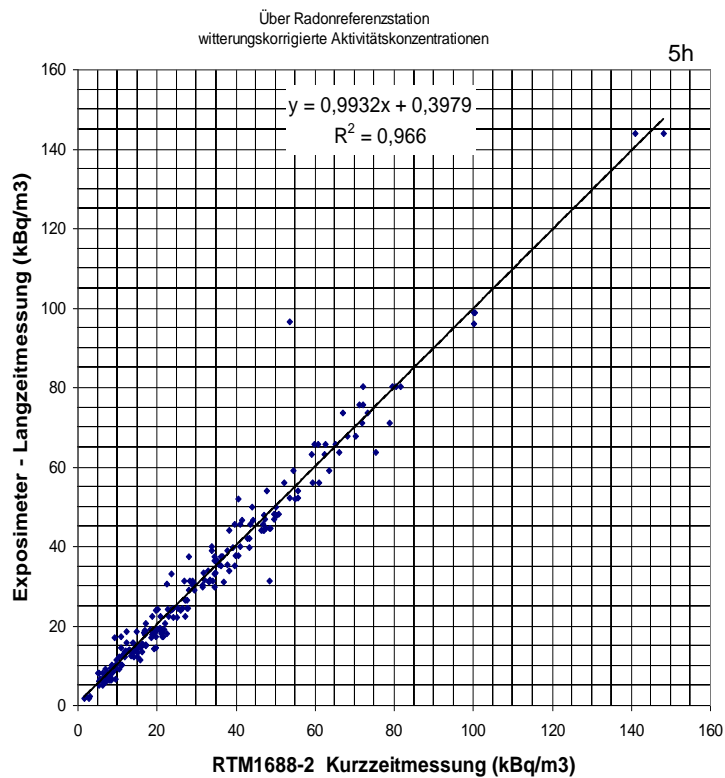
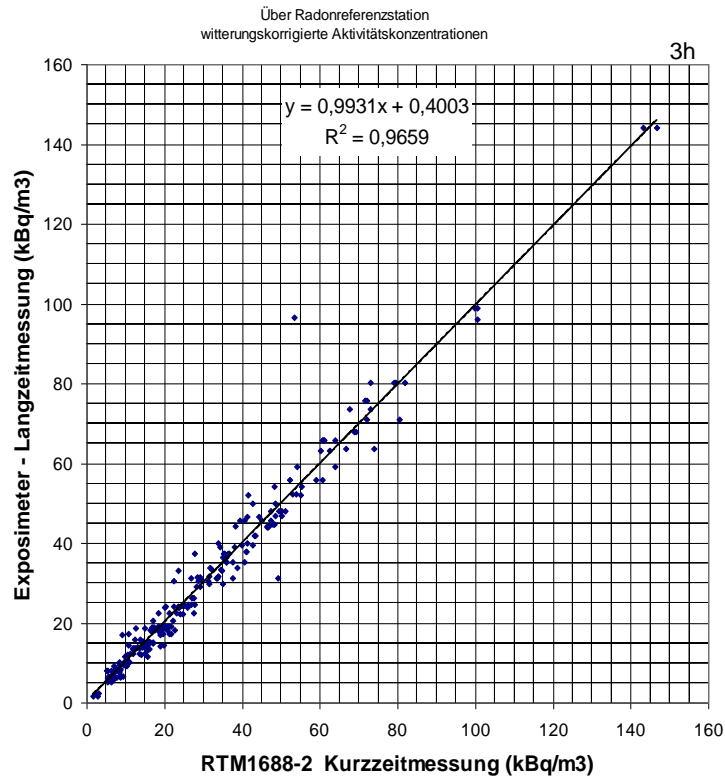


Abbildung 6-10 Plot der Ergebnisse der Langzeitmessungen (LZM) und der zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführten Kurzzeitmessungen (Werte siehe Tabelle 1) nach Witterungskorrektur über das 3-stündige (3h) bzw. 5-stündige (5h) Mittel der Radonreferenzserie.

6.2.5 Schlussfolgerung

Die mit Kurzzeitmessgeräten (Alphaspektrometer RTM 1688) gemessenen Radonaktivitätskonzentrationen ergeben je nach Witterungssituation zum Zeitpunkt der Radonkurzzeitmessungen von der Radonlangzeitmessung mit Kernspurdetektoren (Fa. Altrac) abweichende Radonaktivitätskonzentrationen. Der lineare Korrelationskoeffizient ist mit $R^2 > 0,9$ hoch. Dies zeigt, dass bei Verwendung eines identischen Messpunktes, mit einem Kernspurdetektor für die Radonlangzeitmessung und dem Ansaugpunkt für die Radonkurzzeitmessungen mit einem Radonmonitor innerhalb der gleichen Schutzsonde (identischer Messort) die Ergebnisse beider Methoden vergleichbar sind.

Nach der Witterungskorrektur der Radonlangzeit- und Radonkurzzeitmessergebnisse über die Referenzdatenreihe der Radonreferenzstation Oppenheim ergibt sich ein noch höherer Korrelationskoeffizient mit $R^2 > 0,96$. Die Steigung der Regressionsgerade ist praktisch 1, sie schneidet den Nullpunkt der beiden Achsen nahezu perfekt. Damit ist die Vergleichbarkeit der beiden Messmethoden über zwei Größenordnungen hinweg nachgewiesen. Darüber hinaus belegt die Verbesserung des Korrelationskoeffizienten R^2 durch die Witterungskorrektur die Eignung dieser Korrekturmethode.

Kurzfristige Schwankungen der Radonkonzentration im Boden sind mit Radonlangzeitmessungen mit Kernspurdetektoren teilweise eliminierbar. Saisonale Schwankungen und auch mittelfristige Trends bedürfen aber der Witterungskorrektur über eine oder mehrere langfristig betriebene Radon-Referenzstationen.

7 Datengrundlagen der Radonkartierungen

7.1 Messungen aus dieser Kampagne (2019 - 2020)

Innerhalb des Projektes wurden die Radon 222-Aktivitätskonzentration in der Bodenluft in einem Meter Tiefe mit vom Bundesamt für Strahlenschutz zertifizierten Kernspurdetektoren, sowie die Gaspermeabilität an 1008 repräsentativen Messpunkten gemessen. Die Herangehensweise bei der Anordnung der Radonmesspunkte ist in den Berichten (Rein 2008, Rein 2013) ausführlich dargestellt. Eine gekürzte Fassung der Erläuterung der Methodik der Anordnung der Radonmesspunkte und des Arbeitsablaufs (Flussdiagramm, Abb. 8-5) findet sich in Kapiteln 8 dieses Berichts. In gleicher Art und Weise wurde bei der Anordnung der mehr als 1000 neuen Radonmesspunkte innerhalb des Radonmessprogramm 2019 - 2020 verfahren.

Aufgrund der vornehmlich für die südliche Landeshälfte bisher vorliegenden Radonlangzeitmessungen, sollten durch die Messungen in 2019 - 2020 ergänzend dazu die restlichen Landesteile mit weiteren 1000 Messpunkten (Radon, Gaspermeabilität, Bodenfeuchte, Korngröße) bearbeitet werden, bzw. verdichtende Messungen auch in der südlichen Landeshälfte erfolgen.

Die Radonmesspunkte wurden entlang von geologischen Transekten angeordnet, um die fazielle Vielfalt der Gesteine und ihrer unterschiedlichen Radonkonzentrationen und Radonpotentiale innerhalb der stratigrafischen Einheiten zu erfassen. Abbildung 8-1 zeigt die Lage der Langzeitmesspunkte vorangegangener und der aktuellen Messkampagne.

7.2 Messungen aus vorhergegangenen Kampagnen

In den Jahren 2006 - 2007 (Rein 2008) und 2010 - 2012 (Rein 2013) haben vom Umweltministerium Rheinland-Pfalz beauftragte Kartierungen der Radonkonzentration im Boden mit Kernspurdetektoren in Teilbereichen von Rheinland-Pfalz stattgefunden (Abb. 7-1). Der hier verwendete Auszug aus dem Datensatz aus den Jahren 2006 - 2007 umfasst 281 Radonmesspunkte, der Datensatz aus dem Messprogramm 2011 - 2012 weitere 428 Messpunkte.

In den Messprogrammen wurde nur die Radon-222-Aktivitätskonzentration, aber nicht die Gaspermeabilität gemessen. Deshalb erfolgte im November 2019 eine Nachbewertung der Radonpotentiale durch Messung der Gaspermeabilität an den früheren Radon-

Lage der Radonlangzeitmesspunkte

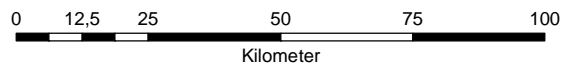
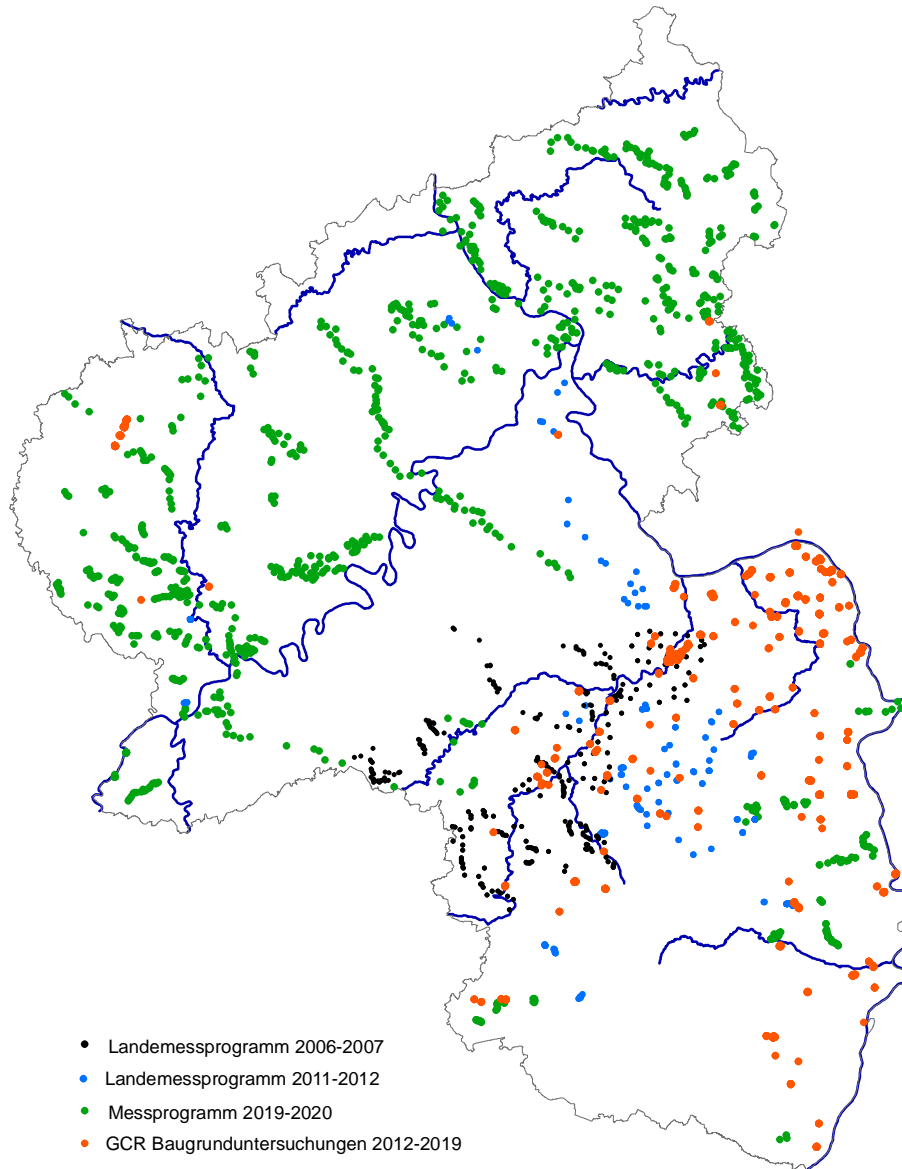


Abbildung 7-1 Lage der mit Kernspurdetektoren gemessenen Radonmesspunkte.

messpunkten. Für die Messung der Gaspermeabilität wurde ein Radon-Jok (Neznal & Neznal, 2005) genutzt. Die Gaspermeabilitätsmessung ist in Kapitel 4 beschrieben.

Zum Zeitpunkt der Gaspermeabilitätsmessung im Herbst 2019 an den Radonmesspunkten der Jahre 2006 - 2007 und 2011 - 2012 war der Boden in der Messtiefe sehr trocken.

Die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte, Gaspermeabilität, Radonentstehung (Emanation) sowie Radonmigration im Boden und Exhalation ist in Kapiteln 3 ausführlich dargestellt. Es ist deshalb wichtig festzustellen, dass die Böden zum Zeitpunkt der Radonmessungen der Jahre 2011 - 2012 vergleichbar trocken (trocken bis staubtrocken) waren (Rein 2013). Die Messung der Radonkonzentration und die Messung der Gaspermeabilität erfolgten somit unter vergleichbaren hygri-schen Bedingungen.

Die Böden während der Radonmessungen 2006 - 2007 waren trocken bis feucht, selten nass (Rein 2008). Feucht bis nass waren die Böden während der Messungen in der Südwestpfalz im Raum Pirmasens. Die Messungen im Buntsandstein bei Trier erfolgten im Februar 2007 nach ergiebigen Regenfällen (Jan-Feb. 200 l/m²). Aufgrund der Hanglage der Messprofils an der Buntsandsteinstufe bei Euren und im Abbruch zum Kylltal waren aber die Bohrungen in dem gut drainierten sandig bis kiesig-sandigen Untergrund nur erdfeucht oder sogar trocken. Zwei weitere, auf dem Plateau oberhalb des Hanges gelegene Bohrungen in der Lettenzone des Oberen Buntsandstein waren jedoch feucht bis nass. Mit wenigen Ausnahmen trocken waren die Radonmessbohrungen in den restlichen Untersuchungsgebieten. Vereinzelt feuchtere Bohrungen in diesen Regionen waren überwiegend durch von der Tiefe auf wasserundurchlässigen Schichten aufstauendes Wasser verursacht. Durch Regenfälle durchfeuchtete Böden waren selten während der Radonmessungen (trockene Böden über dem Niveau der Radonmesstiefe). Auch für die Radonmessungen 2006 - 2007 und die Gaspermeabilitätsmessungen in 2019 waren somit mit Ausnahme der Messungen in der Westpfalz vergleichbare oder annähernd vergleichbare Bodenfeuchtebedingungen gegeben.

7.3 Messungen aus Baugrundgutachten

Seit 2012 wurden zur Bewertung der Radonbelastung des Baugrundes von Baugebieten und Einzelbauplätzen von GeoConsult Rein die Radonkonzentrationen an mehr als 2300 Messpunkten bestimmt. 1700 davon wurden für die Verwendung in diesem Projekt ausgewählt. Begleitend wurde die Bodenfeuchte in 15 - 20 cm Tiefe und in der Radon-

messtiefe (1 Meter) im Labor bestimmt (vgl. Kap. 4.4). Des Weiteren wurden im Feld für alle Bohrungen Schichtverzeichnisse geführt. Die Gaspermeabilität wurde nicht gemessen, sondern die Abschätzung erfolgte über die Bodenart und Bodenfeuchte. Eine Nachmessung war für diese Messpunkte nicht möglich, weil die Grundstücke mittlerweile meist überbaut waren. Über die Radonmessreihe der Radonreferenzstation Oppenheim wurden die gemessenen Radonkonzentrationen witterungskorrigiert. Um dieser Witterungskorrektur eine einheitliche Referenzreihe zugrunde zu legen, wurden die Witterungskorrekturen, die auf unterschiedlich langen Referenzreihen beruhten, im Oktober/November 2019 für alle Messwerte seit 2012 aktualisiert und auf die bis dahin existierende Gesamtreferenzreihe bezogen. Die Witterungskorrektur ist im Kapitel 6.2.5 beschrieben.

7.4 Messungen des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS)

Zwischen 1992 und 2003 wurden bundesweit im Auftrag des BfS Radonkonzentrationen in der Bodenluft in 1 m Teufe gemessen. Die Methoden sind in Kemski et al. (2001) beschrieben.

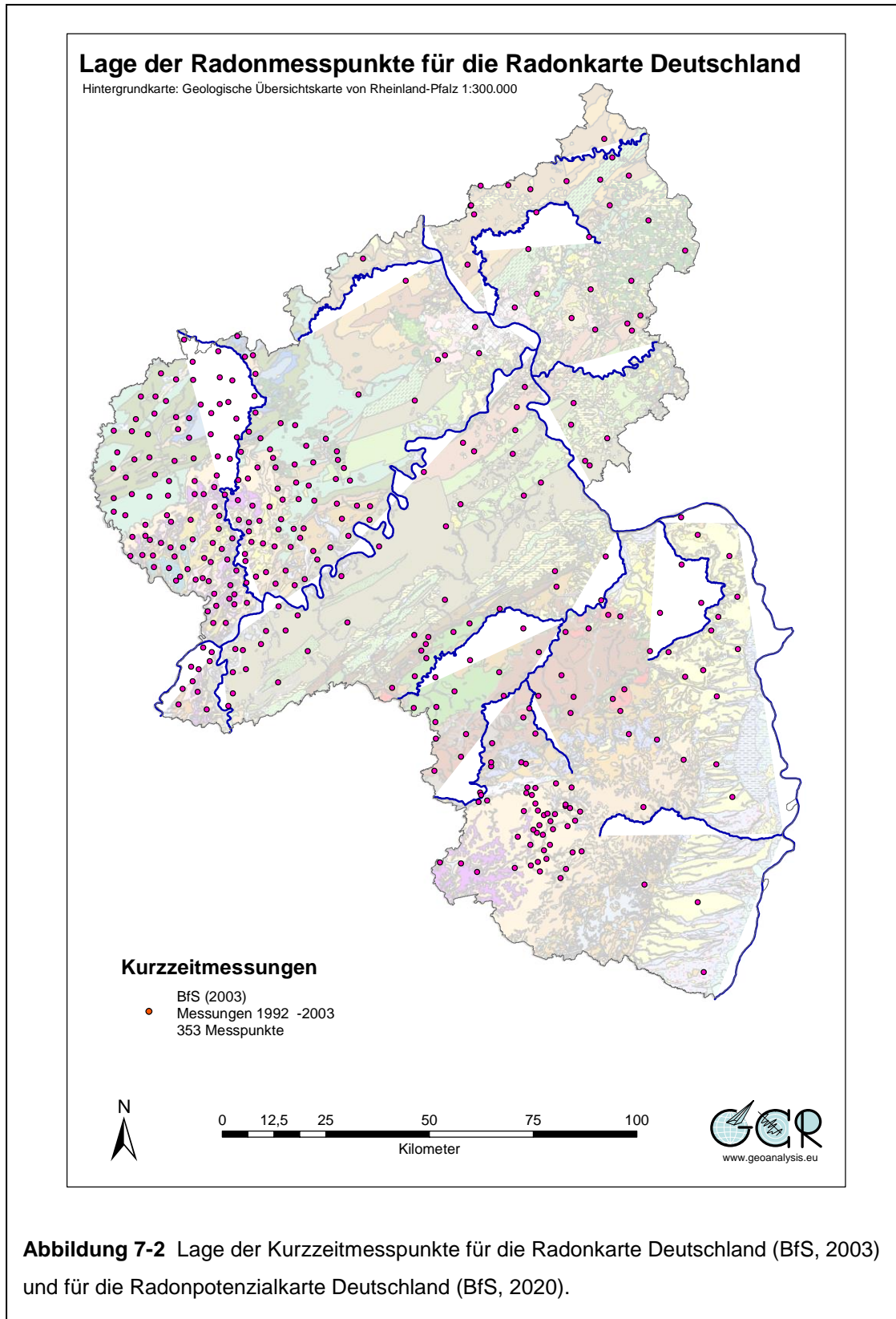
Insgesamt liegen aus diesen Messungen zum Radongehalt in der Bodenluft für Rheinland-Pfalz Informationen für 353 Messpunkte vor. Abbildung 7-2 zeigt die heterogene Verteilung der BfS Messpunkte.

Tabelle 7-1: Jahr, Anzahl und Region der Radonkurzzeitmessungen

Jahr	Anzahl	Regionen
1992	6	Saar-Pfalz
1994	128	Trier-Bitburg
1995	61	Nordeifel
1997	29	Rheinhessen, Oberrhein, Taunus, Westerwald
2000	44	Pfalz
2001	56	Rheinhessen, Oberrhein, Osteifel, Taunus, Westerwald, Hunsrück, Saar-Nahe-Bergland
2003	28	Taunus

Die Mehrzahl der Messpunkte konzentriert sich auf die Westeifel. Der am dichtesten besiedelte Raum von Rheinland-Pfalz, der Oberrheingraben, ist nur durch insgesamt 7 Messpunkte belegt. Nur einer dieser Messpunkte liegt im weitaus wichtigsten Baugrund

des Oberheingrabens (u.a. der Ballungsgebiete von Bingen-Ingelheim-Mainz, Worms-Frankenthal-Ludwigshafen-Speyer und weiterer Städte entlang des Rheins), den Kiesen und Sanden der Rheinterrassen.



7.5 Messergebnisse in Häusern

Vom Auftraggeber wurden für das Projekt Daten zu 1352 Radonlangzeitmessungen in Aufenthaltsräumen in acht Landkreisen zur Verfügung gestellt (vgl. Kap. 12). Die Messungen wurden zwischen 2001 - 2012 durchgeführt.

7.6 Kartengrundlagen in Rheinland-Pfalz

Die geologische Kartierung eines Gebietes erfolgt in der Regel nach Kartenblättern (1:25.000) geordnet und in der Reihenfolge des wirtschaftlichen Interesses an der Existenz einer geologischen Karte für ein Gebiet. So können zwischen der geologischen Kartierung benachbarter Kartenblätter durchaus mehrere Jahrzehnte bis über 100 Jahre vergehen. Zwangsläufig haben sich über diesen Zeitraum sowohl das geologische Grundwissen, geologische Gliederungsprinzipien und Arbeitsweisen, aber auch das Wissen zur regionalen und lokalen Geologie verändert und weiterentwickelt. Das Gebiet von Rheinland-Pfalz überdecken 194 Kartenblätter im Maßstab 1:25.000, von denen 149 mindestens einmal kartiert wurden. Für 22 dieser Kartenblätter liegen auch geologische Karten unterschiedlichster Entstehungsjahre vor.

Auf Grundlage dieser Karten, zahlreicher Manuskriptkarten und regionaler geologischer Karten im Maßstab 1:50.000 entsteht zurzeit eine landesweite blattschnittfreie geologische Karte im Maßstab 1:50.000. Die Harmonisierung und das Zusammenführen der unterschiedlich alten Karten hinsichtlich ihrer geologischen und stratigrafischen Gliederung wird aber voraussichtlich noch mehrere Jahre dauern.

Die einzige landesweite derzeit verfügbare geologische Karte mit einheitlichem Gliederungsprinzip ist die Geologische Übersichtskarte von Rheinland-Pfalz im Maßstab 1:300.000.

Diese Karte wird deshalb für die landesweite Darstellung der Ergebnisse und für die landesweite Berechnung von Radonpotentialen für Verwaltungseinheiten (Landkreise, Verbandsgemeinde, Gemeinde) und Siedlungsflächen innerhalb der Verwaltungseinheiten verwandt.

Für einige der schon bestehenden geologischen Regionalkarten im Maßstab 1:50.000 wurden in diesem Projekt ebenfalls Radonpotentialkarten erstellt.

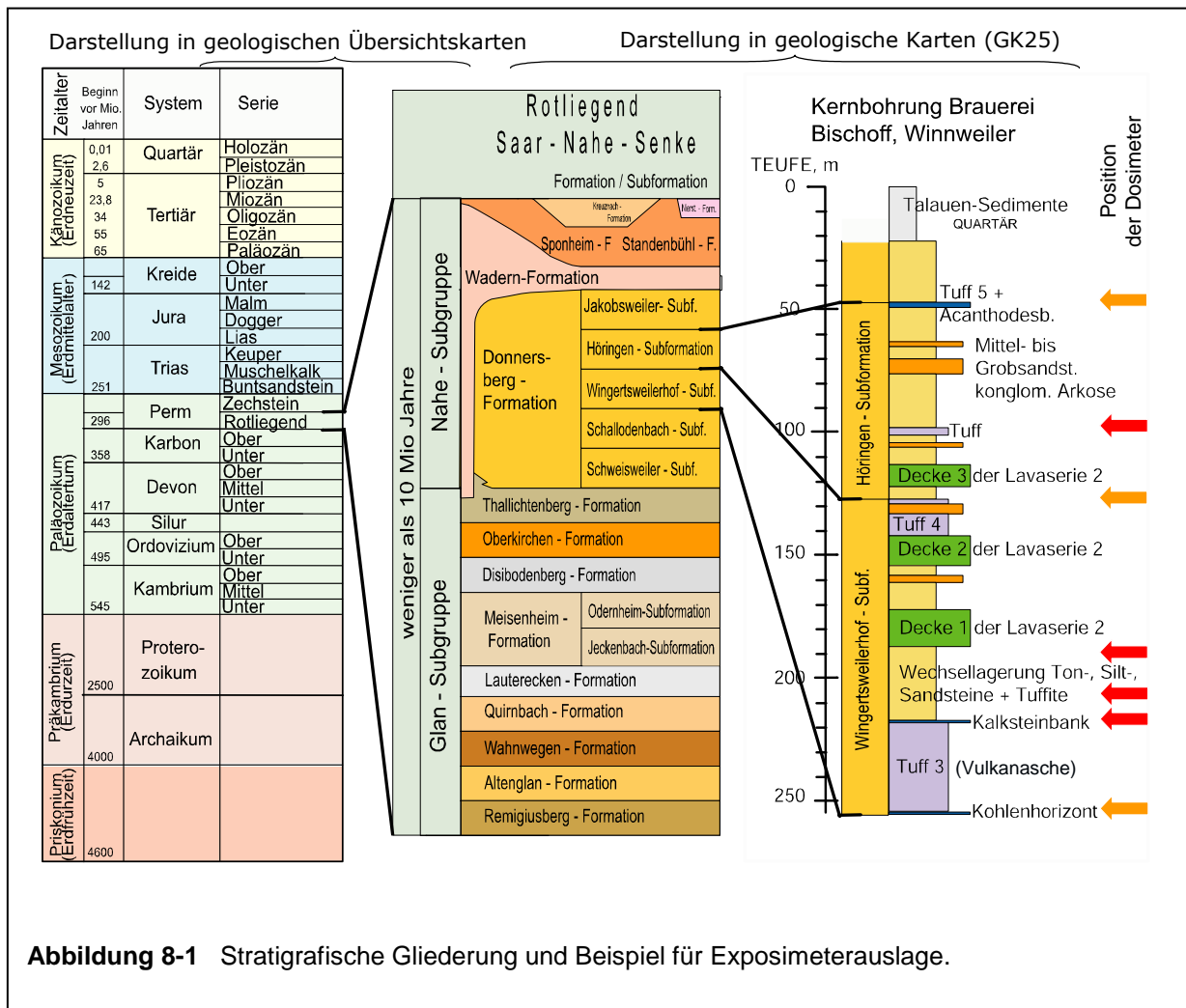
8 Methodik der Erstellung der Radonpotentialkarte

8.1 Radiologische Charakterisierung von geologischen Einheiten

Die Auswahl der für die Planung der Messpunktanordnung wie auch für die Regionalisierung der Messdaten gewählten Kartengrundlage hat wesentlichen Einfluss auf die Interpretierbarkeit und Darstellungsmöglichkeiten.

Für die Regionalisierung von punktuell gemessenen Radonaktivitätskonzentrationen oder anderen geologischen Messwerten werden in der Regel geologische Karten genutzt. Von geologischen Laien wird aber häufig übersehen, dass die farbigen Flächen, die in geologischen Karten dargestellt sind, nicht die Verbreitung identischer Gesteine darstellt. Nicht der Gesteinstyp, sondern das Alter der Gesteine ist das Gliederungsprinzip in geologischen Karten. Geologische Karten sind somit chronologische Karten, in denen die oberflächennahe Verbreitung von stratigraphischen Einheiten (Abb. 8-1, Abb. 8-2), also Gesteinen etwa gleichen Alters dargestellt ist. Der Maßstab der geologischen Karte entscheidet über die in der Karte vorgenommene zeitliche Differenzierung und damit über die Zeitspannen, über die sehr unterschiedliche Gesteine zu stratigraphischen Einheiten (gleiches Alter) zusammengefasst werden. Geologische Übersichtskarten (mit kleinem Maßstab) stellen dabei Gruppen von Gesteinen mit der gleichen Signatur bzw. Farbe dar, die über einen Zeitraum von mehreren Millionen Jahren und zudem unter unterschiedlichsten geologischen Bildungsbedingungen entstanden sind. Folgendes Beispiel soll dem geologischen Laien zum besseren Verständnis dienen. Heute entstehen in der Nordsee zeitgleich unterschiedlichste Ablagerungen die später im Laufe der Erdgeschichte unter Druck zu Gesteinen werden. Zeitgleich entstehen andere Ablagerungen in der Ostsee, wieder andere in der Marsch, in der Geest, in den Fluss- und Bachläufen und deren Überflutungsflächen, in Seen, in Mooren, im Umfeld von Vulkanen, Gletschern, an Hängen, in Ebenen usw. Aber alle diese Gesteine werden in geologischer Zukunft in kleinmaßstäbigen geologischen Karten als gleich alt und damit in der Darstellung der geologischen Übersichtskarte zu einer Fläche zusammengefasst werden.

Das hat zur Folge, dass der Geologe, der die Information erhält, dass es sich um Gesteine aus einem gewissen Zeitraum, z.B. dem Perm handelt, ein sehr breites Spektrum möglicher Gesteinstypen vor Augen hat.

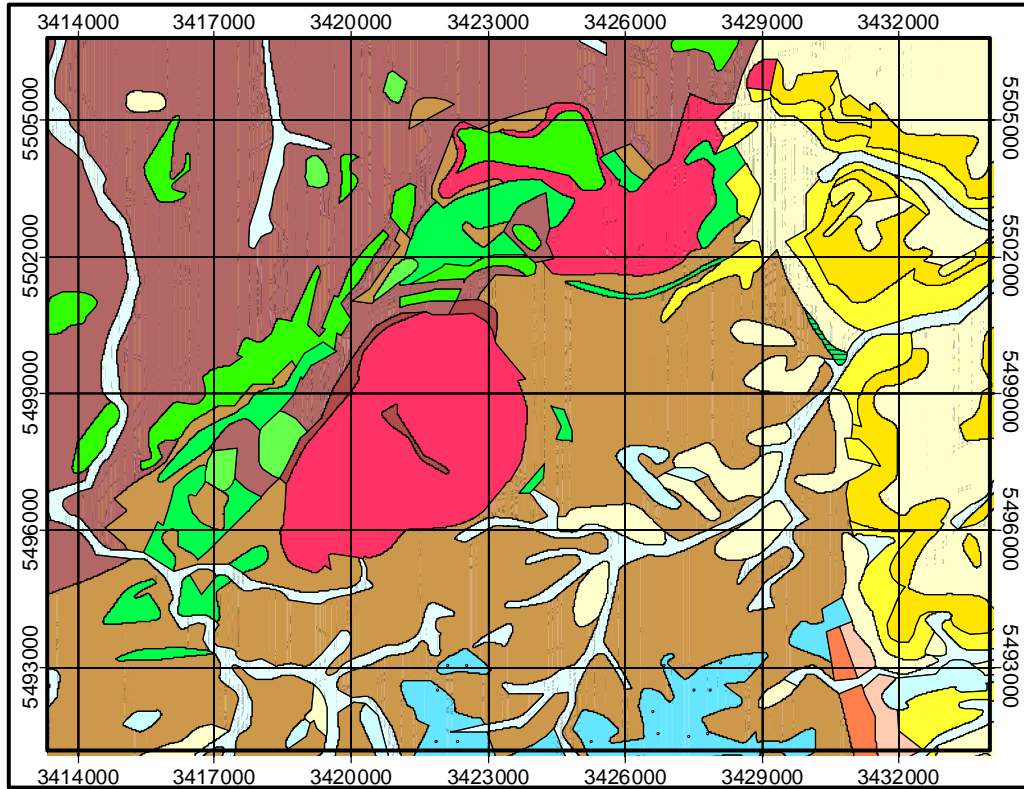


Auch die Eingrenzung, ob die permischen Gesteine dem Zechstein oder Rotliegend zuzuordnen sind, bringt ihn in Rheinland-Pfalz nur bedingt weiter, ebenso wenig wie die Information zu welcher Subgruppe (Abb. 8-1) die Gesteine gehören.

Erst auf der Ebene der Formationen und Subformationen (Dauer 10,000 – 1 Million Jahre, zum Vergleich: seit der letzten Eiszeit sind 12000 Jahre vergangen) sind die Bildungsbedingungen soweit eingengt, dass sich ein detailliertes Bild der damaligen Landschaft und darin ablaufender Prozesse sowie der dabei entstandenen Gesteine formt. Aber selbst innerhalb der Subformationen werden unterschiedlichste Gesteine zusammengefasst.

In dem Beispiel in Abb. 8-1 reicht das Spektrum von vulkanischen Gesteinen bis zu feinkörnigen Sedimenten, Kohlenflözen und Kalkbänken. Genau dieser Detaillierungsgrad, den die Erläuterungen zu den geologischen Karten im Maßstab 1:25.000,

Geologische Übersichtskarte
1:300.000



Geologische Karte
1:25.000

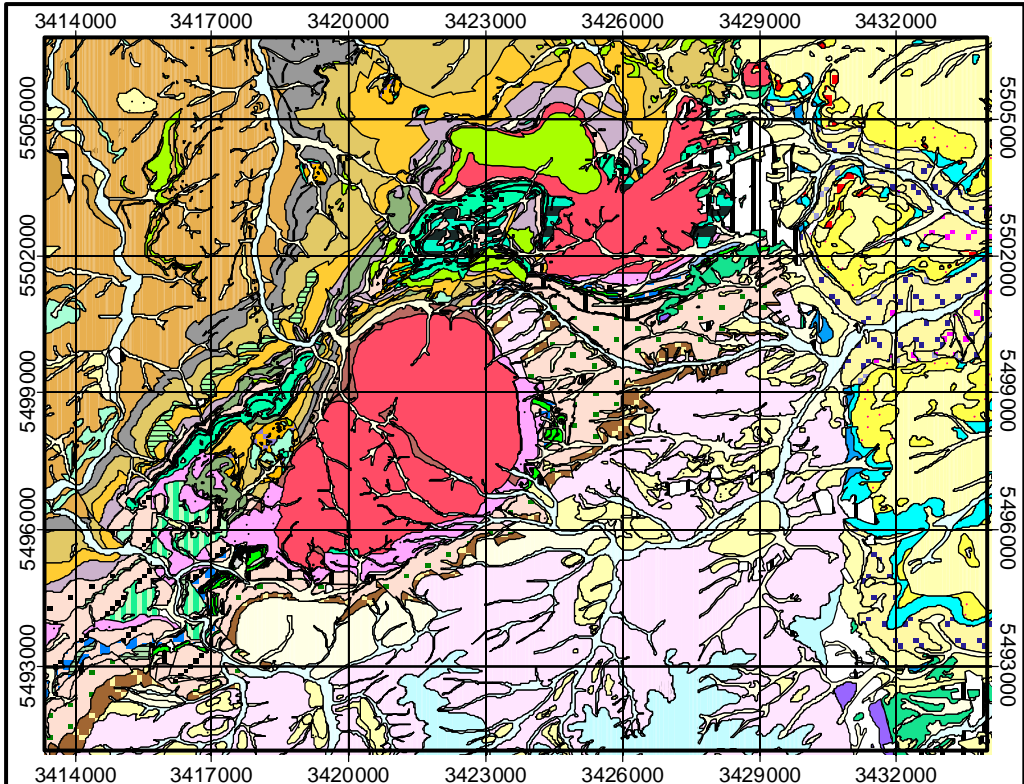


Abbildung 8-2 Vergleich der Detailtiefe zwischen geologischer Übersichtskarte (1:300.000) (oben) und geologischer Karte (1:25.000).

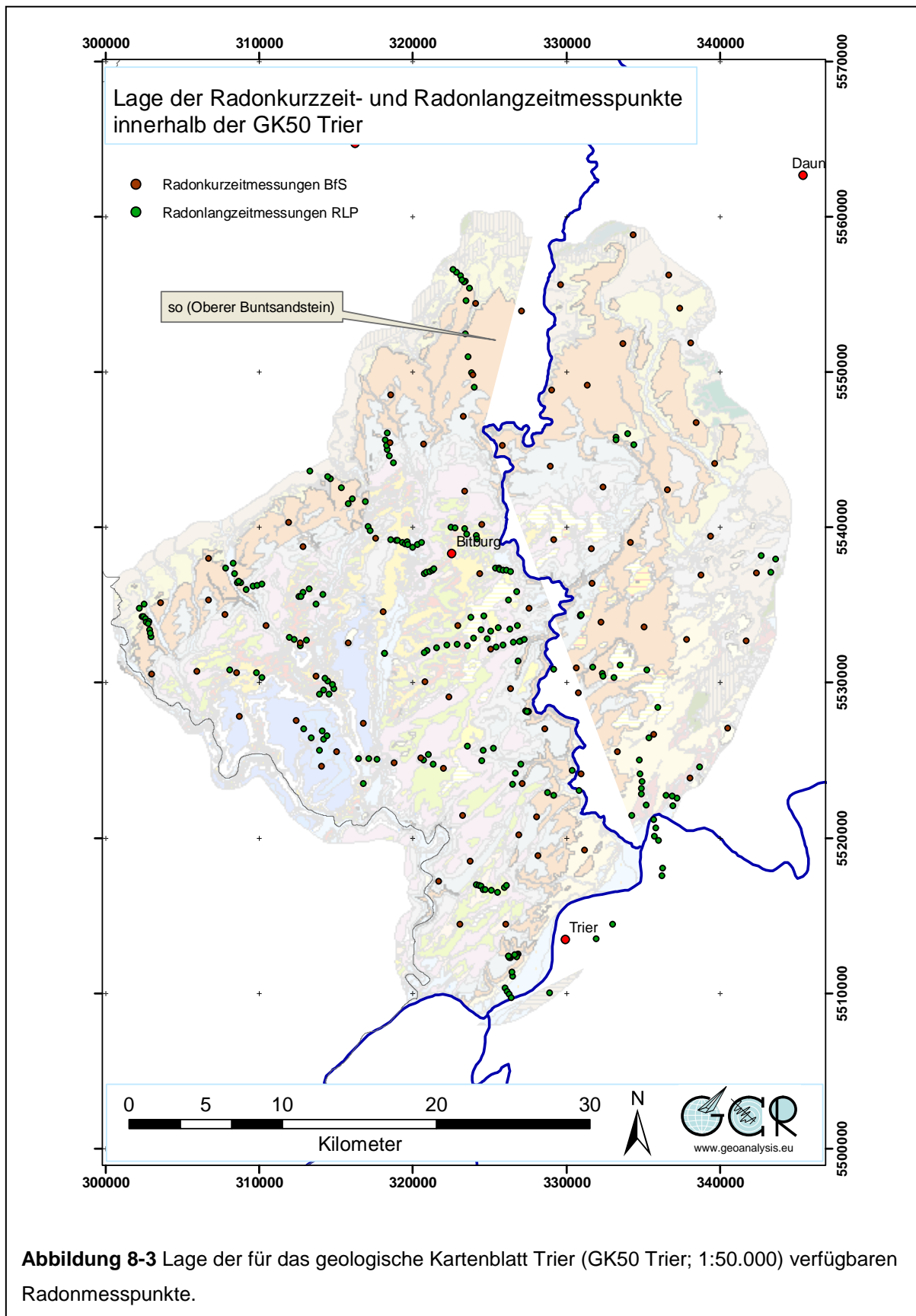
häufig aber nicht die Karten selbst liefern wird bei der Planung von Messpunkten für eine Radonpotentialkarte benötigt. Aus zahlreichen geologischen Untersuchungen, z.B. den Unterlagen der Uranprospektion und aus Forschungsbohrungen ist bekannt, dass nur einzelne, häufig geringmächtige Gesteinshorizonte als stark Radon-liefernde Gesteinsschichten in Frage kommen (vgl. Rein 2006, 2008, 2013). Diese sind, wegen ihres geringen Anteils an der Oberfläche und wegen des Zwanges aufgrund des Kartenmaßstabes zu generalisieren in geologischen Karten sehr selten als eigenständige Flächen dargestellt, sondern in der Regel zusammen mit anderen Gesteinen einer übergeordneten stratigrafischen Einheit zugeordnet. Die aufgrund dieser Erfordernisse bereits generalisierte Karte im Maßstab 1:25.000, beispielhaft dargestellt im unteren Teil der Abbildung 8-2, ist aber immer noch wesentlich detailreicher als die geologische Übersichtskarte im Maßstab 1:300.000 im oberen Teil der Abbildung 8-2.

Auch wenn die Darstellung der Ergebnisse der Radonkartierung mangels flächendeckend verfügbarer blattschnittfreier Karten im Maßstab 1:25.000 oder 1:50.000 vorläufig in einem kleineren Kartenmaßstab erfolgt (vgl. Kap.7.6) und damit die Eigenschaften unterschiedlichster Gesteine wieder generalisiert, so muss die Planung der Radonmesspunkte doch wenigstens angenähert versuchen die Vielfalt der Gesteine abzubilden. Selbst mit den in diesem Projekt zusätzlich zu den bestehenden Datensätzen (vgl. Kap. 7) gemessenen 1000 Radonmesspunkten ist es bei weitem nicht möglich alle Gesteine in Rheinland-Pfalz abzubilden, zumal in den Festgesteinen der nördlichen Landeshälfte von Rheinland-Pfalz Tektonik und sich daraus ergebende Schieferung und Klüftung der Gesteine das Radoninventar und die Gaswegsamkeiten zusätzlich kleinräumig variieren.

8.2 Auswirkungen der Datenerhebungsdichte auf die Vergleichbarkeit der Datengrundlage zur Kartenerstellung

Am Beispiel der Anordnung der Radonmesspunkte innerhalb der geologischen Karte GK50 Trier (Abb. 8-3) soll die Strategie bei der Auswahl der Messpunkte und deren Einfluß auf das Kartierergebnis vertieft werden.

Die GK50 Trier wurde dafür ausgewählt, weil hier die höchste Messpunktdichte der Radonkurzzeitmessungen (BfS) verfügbar war, die in anderen Landesteilen z.T. sehr spärlich war (Abb. 7-2).



Die 218 Radonlangzeitmesspunkte wurden entlang von geologischen Profillinien angeordnet (Abb. 8-3), sodass durch die enge Anordnung der Messpunkte die gesamte Gesteinsabfolge jeder stratigrafischen Einheit durch die Messpunkte repräsentiert wird. Die Verteilung der 82 BfS - Radonkurzzeitmesspunkte ist weitständig und eher statistisch über die Fläche verteilt (Abb. 8-3), erfasst einige stratigrafischen Einheiten nicht (siehe Anzahl der Messungen in Abb. 8 4) und kann die lithologische Varianz innerhalb der meisten stratigrafischen Einheiten unabhängig von der Anordnung der Messpunkte schon allein aufgrund der Anzahl der Messungen nicht wiedergeben.

Die Kurzzeitmesspunkte und die Langzeitmesspunkte wurden jeweils den stratigrafischen Einheiten der „GK50 Trier“ zugeordnet. Für die stratigrafischen Einheit wurden dann Mittelwert, Standardabweichung und Medianwert der gemessenen Radonaktivitätskonzentration (nicht witterungskorrigiert) berechnet (Abb. 8-4). Aufgrund der geringen Fallzahlen vor allem der Radonkurzzeitmessungen innerhalb der meisten stratigrafischen Einheiten, sind die statistischen Größen für diese wenig aussagefähig und somit ein statistischer Vergleich der Ergebnisse der Radonkurzzeitmessungen (BfS) und Radonlangzeitmessungen (RLP) für die Einheiten nicht möglich. Eine Ausnahme bildet die Einheit des Oberen Buntsandsteins („so“ in Abb. 8-4), für den aufgrund seiner weiten Verbreitung die meisten Messungen vorliegen: 15 Radonkurzzeitmessungen und 46 Radonlangzeitmessungen.

Tabelle 8-1: Statistische Auswertung der Radonkonzentrationsmessungen im Oberen Buntsandstein.

Art der Messungen Jahr der Messungen	Radonkurzzeitmessung (BfS) 1994	Radonlangzeitmessung (RLP) 2006, 2020
Anzahl	15	46
Mittelwert [kBq/m ⁻³]	33,7	35,0
Standardabweichung [kBq/m ⁻³]	21,0	20,2
Median [kBq/m ⁻³]	30,0	31,6
Minimum [kBq/m ⁻³]	8,0	3,8
Maximum [kBq/m ⁻³]	83,0	122,8
25. Perzentil [kBq/m ⁻³]	20,0	22,7
75. Perzentil	35,5	44,8

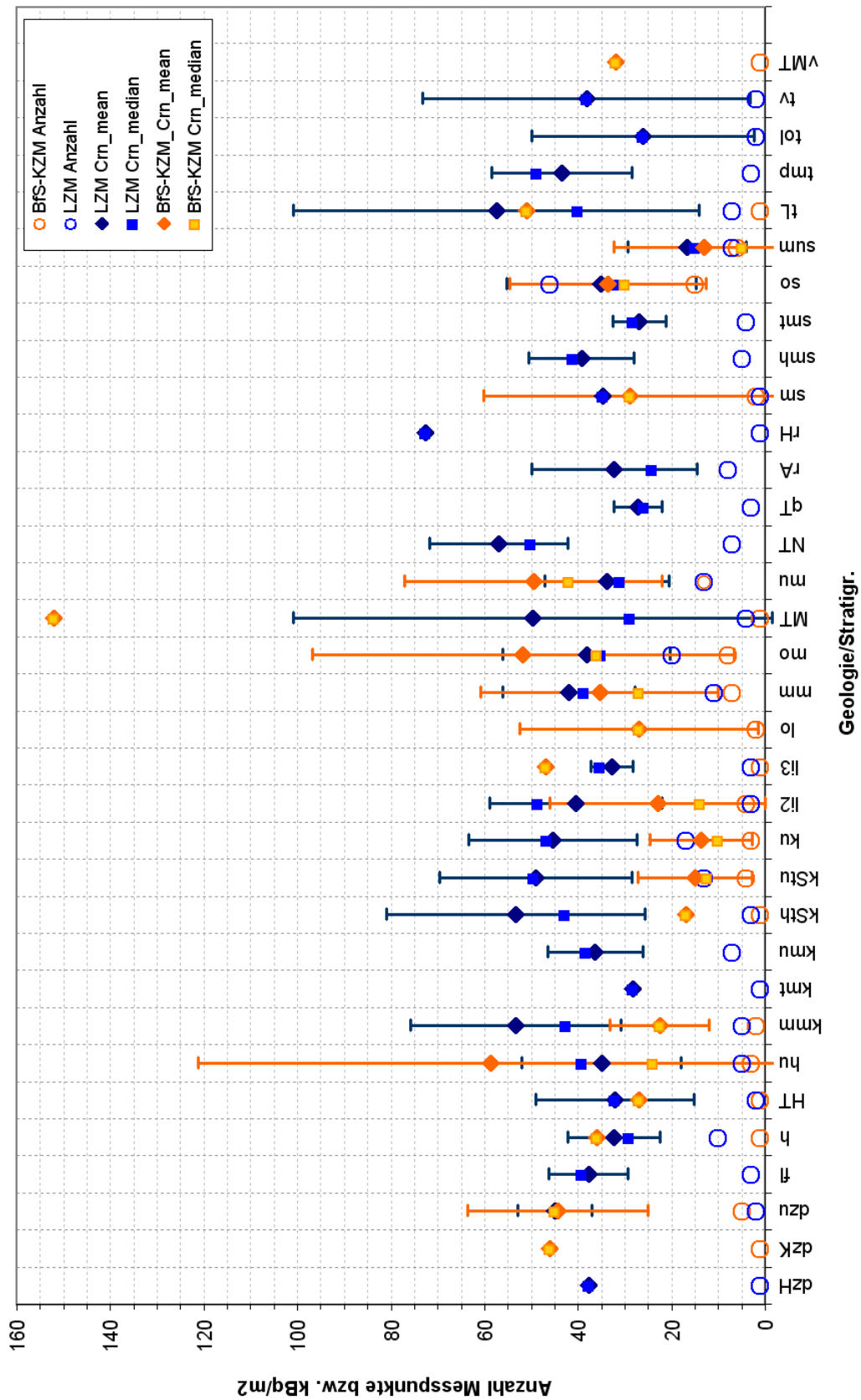


Abbildung 8-4 Statistische Auswertung der Kurz- und Langzeitmessungen bezogen auf die stratigraphischen Einheiten der GK50 Trier; die Standardabweichung ist mit Fehlerbalken dargestellt. Dem Oberen Buntsandstein entspricht das Kürzel „so“.

Die Radonkurzzeitmessungen im Oberen Buntsandstein erfolgten im Mai und Juni 1994. Den Radonkurzzeitmessungen vorausgehend und auch während der Messungen fielen in der Region ergiebige Regenfälle (Mai 60 - 85 l/m², Juni 35 - 38 l/m²).

Die Radonlangzeitmessungen des Jahres 2020 erfolgten zwischen Ende April bis Anfang Juni bei trockenen Bedingungen (2020: April 13 - 26 l/m², Mai 15 - 22 l/m²). 17 Radonlangzeitmessungen erfolgten bereits im Februar 2007 (s. Kap. 7.2) unter trotz vorangegangener, ergiebiger Regenfälle (Jan. 72 – 87 l/m², Feb. 98 – 106 l/m²), aber aufgrund der Hanglage und des sandigen, gut drainierten Bodens an 14 Messpunkte trockenen Bodenbedingungen (Rein 2008). In drei weiteren in Plateaulage gelegenen Radonmessbohrungen, in wasserstauenden tonigen Lehmen (Lettenhorizont des Oberen Buntsandsteins), wurden die Messungen aber wegen Staunässe in den Bohrungen wiederholt. Die Wiederholungsmessungen erfolgten nach mehrwöchiger Trockenheit und keinen Regenfälle im April 2007 in nur noch erdfeuchten Böden. Es ergaben sich durch die Nachmessungen um 12-25% höhere Radonkonzentrationen als zuvor in den wassergesättigten Böden.

Die Mittel- und Medianwerte der Radonkonzentrationen der beiden Verteilungen sind für den Oberen Buntsandstein nahezu identisch (Tab. 8-1), die Extremwerte, hier repräsentiert durch Minimum und Maximum sind aber naturgemäß aufgrund der höheren Anzahl an Radonlangzeitmessungen und somit besseren Abbildung der Gesteinshorizonte ausgeprägter als im Datensatz der Radonkurzzeitmessungen.

Vergleicht man die Gaspermeabilitäten der Radonkurzzeit- und der Radonlangzeitmesspunkte, so ergeben sich aber wesentliche Unterschiede zwischen den beiden Verteilungen (Abb. 8-5), die auch Einfluss auf die Ergebnisse der Radonmessungen hatten. An 8 der 15 Radonkurzzeitmesspunkte waren die Gaspermeabilitäten sehr niedrig, mit Werten von $2,35 - 9,70 \times 10^{-15} \text{ m}^2$, in 3 weiteren lagen die Gaspermeabilitäten zwischen $1,05 - 6,4 \times 10^{-14} \text{ m}^2$. An den restlichen 4 Radonkurzzeitmesspunkten wurden die Gaspermeabilitäten mit Werten zwischen $4,50 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ bis $1,60 \times 10^{-12} \text{ m}^2$ bestimmt.

An den Radonlangzeitmesspunkten lagen die niedrigsten Gaspermeabilitäten in den zum Zeitpunkt der Messungen trockenen und spröde brechenden tonig-lehmigen Böden bei $3,89 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ und sie waren je nach Feinkornanteil in den trockenen sandigen Böden um 1-3 Größenordnungen höher (Abb. 8-5).

Die Diskrepanz der Gaspermeabilitäten an den Radonkurzzeit- und Radonlangzeitmesspunkten hat zwei vorrangige Ursachen:

- Die Bodenfeuchtebedingungen während der Messungen und
- die stratigrafische Position und die damit einhergehenden unterschiedlichen Gesteine und Böden, die beprobt wurden.

In der Serie der Langzeitmesspunkte werden die zu Staunässe neigenden tonig-lehmigen Böden der Lettenzone und in Dellenlagen nur durch drei Messpunkte repräsentiert. Die Siedlungen gründen wegen des ungünstigen Baugrundes der Lettenzone fast ausschließlich in sandigen Schichtgliedern des Oberen Buntsandsteins. Deshalb wurden die Lettenzone und sonstige tonig-lehmige Böden bei den Radonlangzeitmessungen nicht entsprechend ihren Flächenanteilen berücksichtigt.

Die Böden waren zum Zeitpunkt der Radonkurzzeitmessungen aufgrund der gemessenen Gaspermeabilitäten und entsprechend den Daten der agrarmeteorologischen Wetterstationen mindestens sehr feucht bis nass.

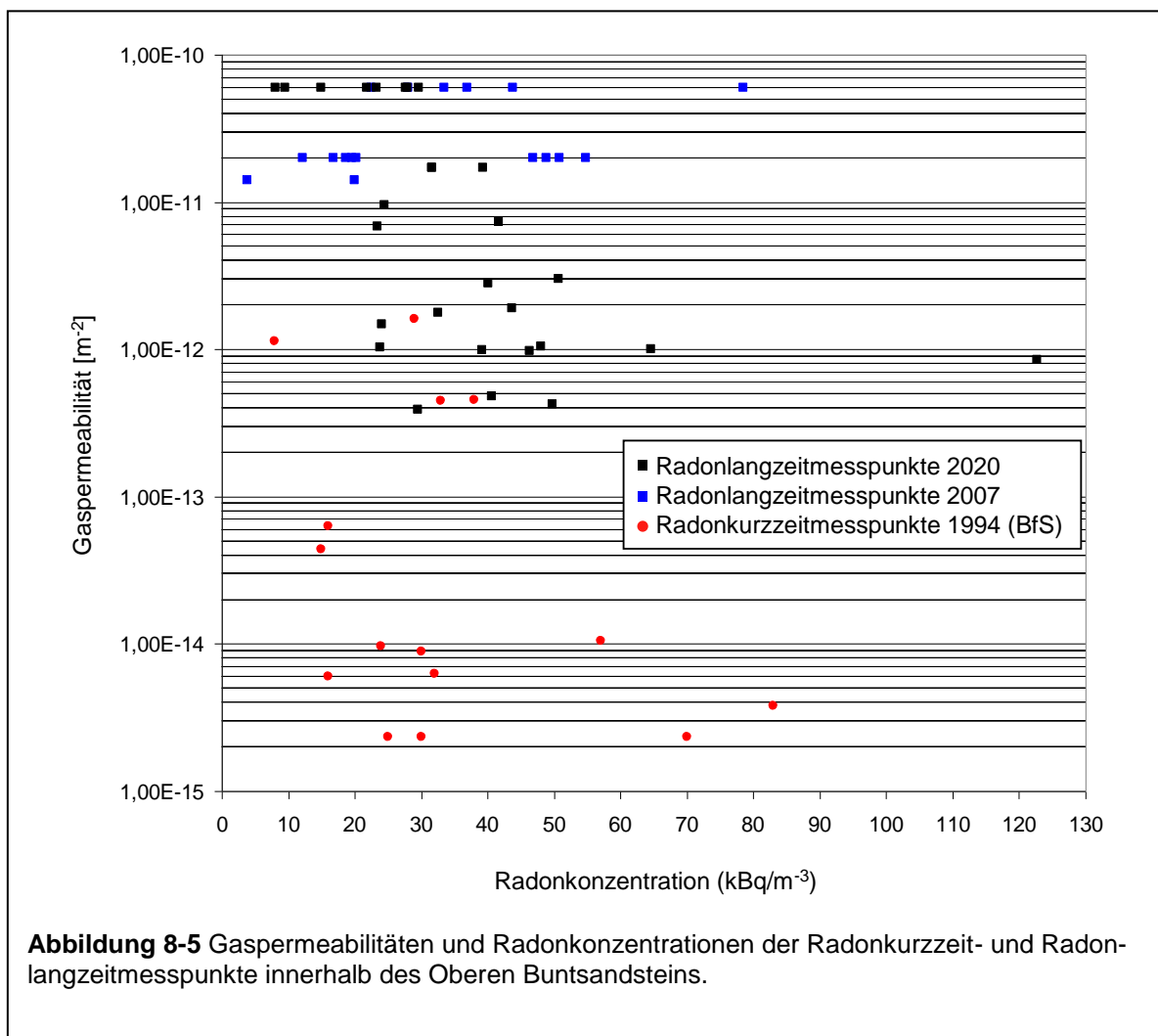


Abbildung 8-5 Gaspermeabilitäten und Radonkonzentrationen der Radonkurzzeit- und Radonlangzeitmesspunkte innerhalb des Oberen Buntsandsteins.

Die scheinbar vergleichbaren statistischen Kenngrößen der Ergebnisse der Radonkurzzeit- und Radonlangzeitmessungen (Tab. 8-1) sind somit nur bedingt als Beleg der Vergleichbarkeit der Methoden zu interpretieren

- weil die Messbedingungen (Niederschläge, Bodenfeuchte) und
- die Verteilung der Messpunkte und die unterschiedliche Berücksichtigung toniger, lehmiger und sandigen Schichtglieder des Oberen Buntsandsteins offensichtlich unterschiedlich waren.

Bei den bei trockenen Bodenbedingungen durchgeführten Vergleichsmessungen in Kapitel 6, bei zeitgleicher Messung an identischem Messort, sind beide Messmethoden in den Messergebnissen jedoch vergleichbar.

Die größten Unterschiede bei der Einschätzung der durchschnittlichen Radonkonzentration (Abb. 8-4) bzw. Radonpotentials von geologischen Schichtgliedern ergeben sich jedoch durch die Messdichte und die Messpunktanordnung. Das für diesen Vergleich hinzugezogene Kartenblatt GK50 Trier zeichnet sich durch die höchste Messpunktdichte der Radonkurzzeitmessungen in Rheinland-Pfalz aus (Abb. 7-2). Aber selbst innerhalb dieser Region ist die Messpunktabdeckung und Erfassung unterschiedlicher Gesteine bei weitem nicht ausreichend um die Varianz abzubilden. Die für die restliche Landesfläche noch dünnere bis nicht existente Datengrundlage (Kurzzeitradonmessungen) der Radonkonzentrationskarte und jetzt der Radonpotentialkarte des BfS wurde ebenfalls bereits in Kapitel 7 erwähnt.

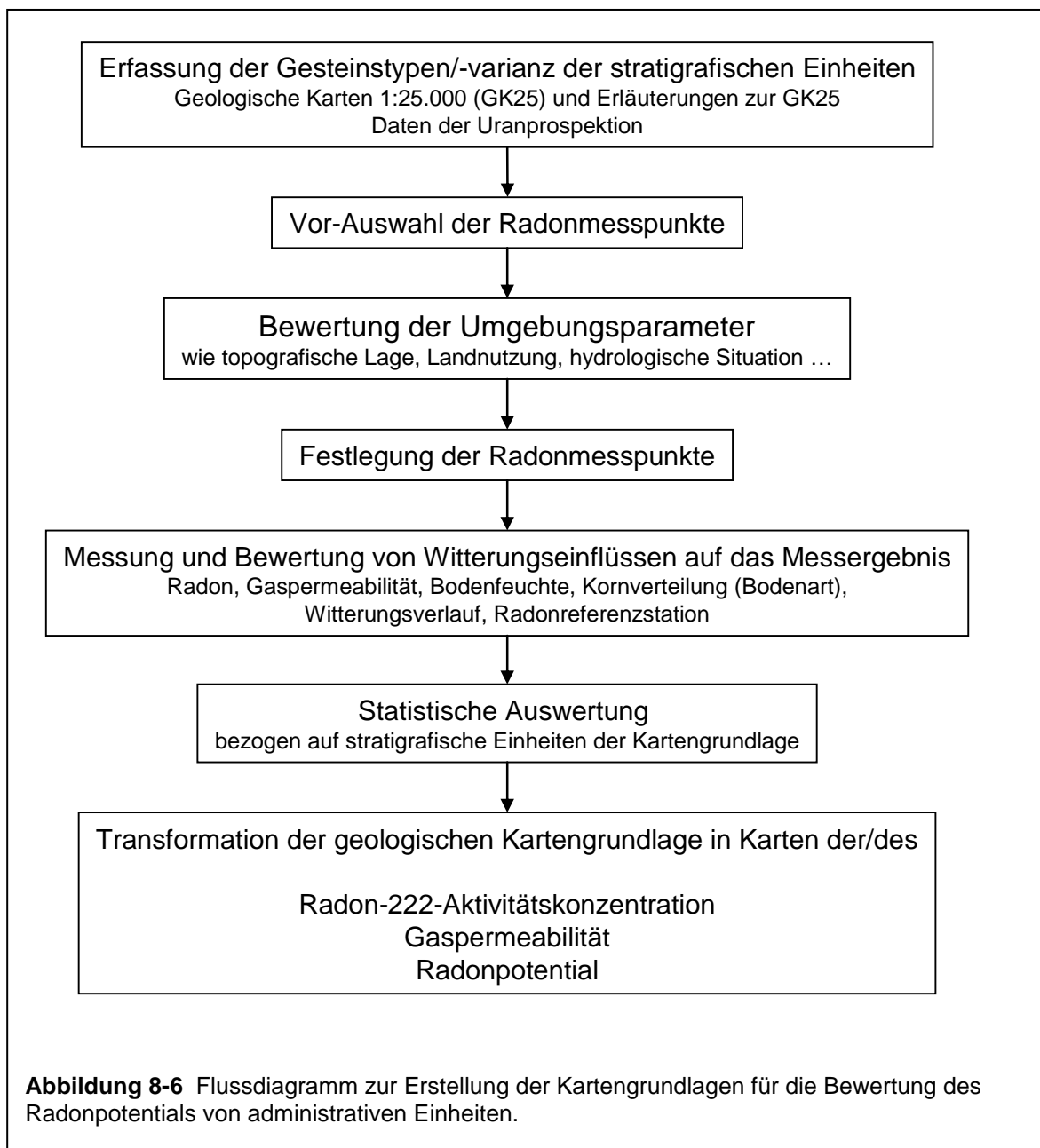
8.3 Projektschritte zur Erstellung der Radonpotentialkarten

Das Flussdiagramm in Abbildung 8-6 fasst die Auswertestrategie zur Bewertung des Radonpotentials zusammen:

In hochauflösenden geologischen Karten und den zugehörigen Erläuterungen, sowie auf der Grundlage weiterer Daten wird die Gesteinsvarianz jeder stratigrafischen Einheit ermittelt. Aufgrund dieser geologischen Gliederung und der Bevölkerungsdichte wird der Bedarf an Messpunkten ermittelt. Die endgültige Festlegung der Radonmesspunkte erfolgt nach Bewertung weiterer Kriterien wie topografische Lage, erwartete Tiefenlage wasserführender Schichten (Hangwasser, Grundwasser), Bohrbarkeit, Zugänglichkeit, Bewuchs, möglichst naturnaher Zustand des Bodens und der Erwartung, dass während

der Messungen keine Störungen auf der Fläche durch Bodenbearbeitung usw. entstehen.

Im nächsten Schritt erfolgen die Messungen im Feld und die Auswertung der Bodenproben, begleitet von der Auswertung von Witterungsverläufen während der Feldmessungen über agrarmeteorologische Stationen in der Nähe der Messpunkte (vgl. Abb. 5-5) und Bezug auf die Radonreferenzstation und agrarmeteorologische Wetterstation Oppenheim (Vgl. Kap. 4 - 6).

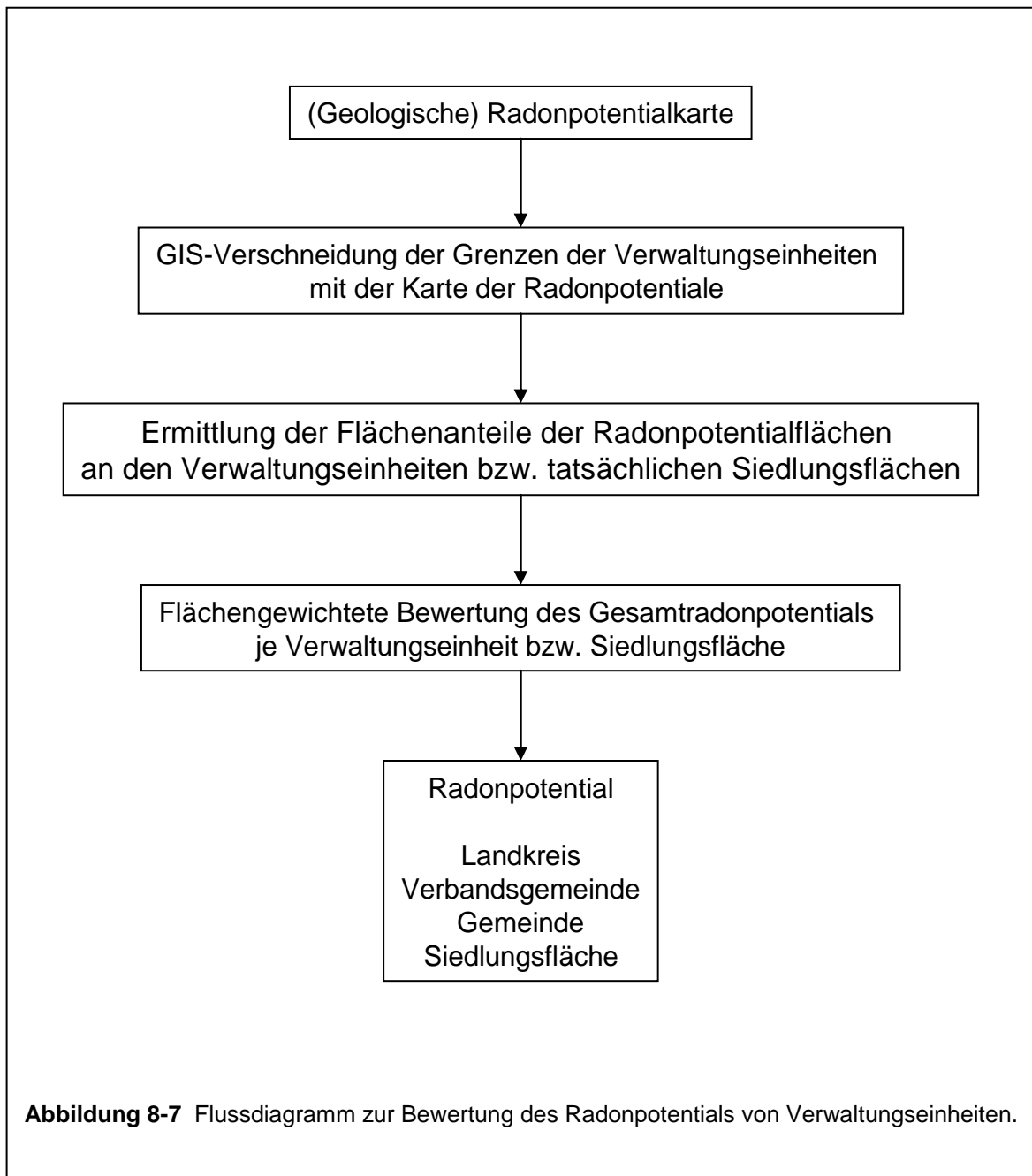


Der letzte Schritt der Witterungskorrektur wurde zur Schaffung einer möglichst breiten Datenbasis aus in Kapitel 8.3.5 genannten Gründen für die landesweite Radonpotentialkarte nicht umgesetzt.

Eine landesweite Regionalisierung der Punktdaten erfolgte in diesem Projekt über die einzige landesweit verfügbare geologische Karte im Maßstab 1:300.000. Für Teilgebiete wurden höher auflösende Karten auf der Grundlage der regionalen Gebietskarten im Maßstab 1:50.000 generiert. Die statistische Auswertung der Punktdaten erfolgte dabei jeweils bezogen auf die stratigrafischen Einheiten und Geometrien der zur Regionalisierung genutzten Karte. Dadurch kann es in den Regionalkarten (z.B. GK50 Trier) noch zu scheinbar nicht klassifizierten Flächen kommen, weil die entsprechenden Gesteine außerhalb der Regionalkarte untersucht wurden. Sobald die landesweite blattschnittfreie geologische Karte im Maßstab 1:50.000 verfügbar ist, können die Karten der Radonkonzentration, Gaspermeabilität und des Radonpotentials im Maßstab 1:300.000 durch Karten im Maßstab 1:50.000 ersetzt werden. Die dazu erforderlichen Programmierungen und Datenbankbezüge sind bereits vorbereitet.

8.4 Radiologische Charakterisierung von Verwaltungseinheiten

Die radiologische Charakterisierung der Verwaltungseinheiten erfolgt durch GIS-Verschneidung der jeweiligen Verwaltungsflächen von Landkreisen, Verbandsgemeinden und Gemeinden mit der Radonpotentialkarte bzw. den Karten für die Radonkonzentration und Gaspermeabilität (Abb. 8-7). Zusätzlich erfolgt eine Verschneidung mit den tatsächlichen Siedlungsflächen innerhalb der Verwaltungsgrenzen. Überdeckt die Verwaltungseinheit oder Siedlungsfläche Flächen mit unterschiedlichem Radonpotential, so erfolgt eine Zerlegung in Teilflächen. Anhand derer kann eine flächenmäßige Gewichtung der Radonpotentiale und die Ermittlung des durchschnittlichen Radonpotentials (Radonkonzentration, Gaspermeabilität) der jeweiligen Verwaltungseinheit bzw. Siedlungsfläche erfolgen.



8.5 Diskussion der Fehler

8.5.1 Statistischer Fehler bzw. Reproduzierbarkeit der Kernspurdetektormessungen

Den verwendeten Kernspurdetektoren der Firma Altrac wird vom BfS auf dem 2-sigma Konfidenzniveau die Mess- und Auswertegenauigkeit von +/- 15 % zertifiziert. Vergleichsmessungen zur Reproduzierbarkeit der Messungen sind bereits in Kapitel 4.1

und auch in einem älteren Bericht (Rein, 2013) zusammen mit der Methode der Radonlangzeitmessung beschrieben.

8.5.2 Witterungseinflüsse auf die Gaspermeabilität

Die Radonlangzeitmessungen der Jahre 2019 - 2020, die auch die Nachmessungen der Radonmesspunkte der Jahre 2006 - 2012 beinhalten, wurden überwiegend in trockenen bis sehr trockenen Böden gemessen. Die Böden in Rheinland-Pfalz waren durchschnittlich feuchter, und damit die Gaspermeabilitäten geringer während des Zeitraums von 1991 bis 2003, innerhalb dessen die vom BfS beauftragten Radonkurzzeitmessungen und Gaspermeabilitätsmessungen erfolgten, die für die Berechnung der Radonpotentialkarte Deutschland genutzt wurden (siehe Vergleich in Kap. 8-2).

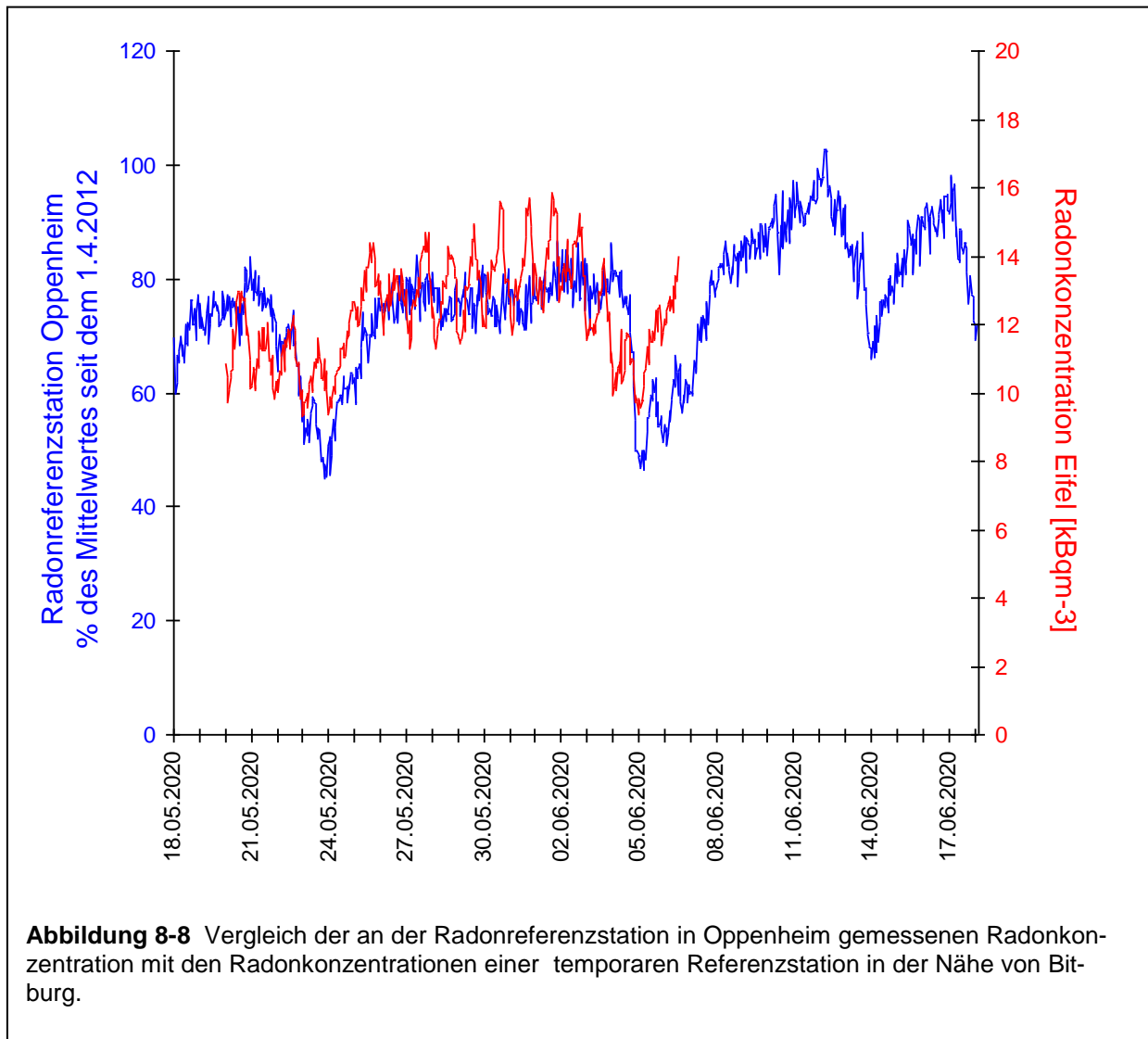
In Kapitel 3 wurde festgestellt, dass eine Erhöhung der Gaspermeabilität um eine Größenordnung bei der Berechnung des Radonpotentials einen äquivalenten Effekt erzeugt wie eine Erhöhung der Radonkonzentration um 44 kBq/m^3 .

8.5.3 Witterungseinflüsse auf die Radonkonzentration

Die Radonmessungen an 860 der insgesamt 1008 Radonmesspunkte der Jahre 2010 - 2020 erfolgten unter Bedingungen, die von der Radonreferenzstation als beispiellos seit 2012 ausgewiesen werden (vgl. Abb. 5-3). Die Radonkonzentrationen waren ab Februar 2020 persistent niedriger als im Durchschnitt seit Bestehen der Referenzstation, zuerst wegen einer stürmischen Phase, danach aufgrund zunehmender Trockenheit der Oberböden bei bereits seit mindestens 2019 trockenen Böden in der Radon- / Gaspermeabilitätsmesstiefe (1 Meter). Die tiefreichende Trockenheit wirkte über mehrere Mechanismen (vgl. Kap. 3 und Kap. 7) erniedrigend auf die Radonkonzentration im Boden. Die erhöhte Gaspermeabilität aufgrund geringer Bodenfeuchte wurde forciert durch die Ausbildung trockenbedingter Schrumpfgefüge bis hin zu tiefreichenden Trockenrissen in bindigen Böden. Der geringe Feuchtigkeitsgehalt im Porenraum wirkte aufgrund der mangelnder Einengung des luftgefüllten Porenvolumens durch Bodenwasser ebenfalls erniedrigend auf die Radonkonzentration im Boden.

Die 860 seit Februar 2020 gemessenen Radonkonzentrationen und ebenso die im Messprogramm 2011 - 2012 sowie teilweise im Messprogramm 2006 - 2007 gemessenen Radonkonzentrationen (vgl. Kap. 8.2) sind deshalb wegen der jeweils gegebenen Bodentrockenheit zu niedrig. Die auf Grundlage dieser Daten berechneten Radonkarten

sind somit Minimalschätzungen der Radonkonzentration. Für die Periode vom 1. Februar bis 8. August 2020 (Ende Feldmessungen) lässt sich dies anhand der Radonreferenzstation beziffern. Der Durchschnittswert der Radonkonzentration an der Referenzstation betrug über diese Periode nur 70% des Mittelwertes seit dem 1. April 2012. Die gemessenen Radonkonzentrationen waren damit um 30% niedriger als im 8-jährigen Durchschnitt zu erwarten gewesen wäre (vgl. Abb. 5-1 bis 5-3).



Während der Radonmessungen in der Eifel wurde in der Nähe von Bitburg (Eisenschmitt, 377 m NHN) eine temporäre Referenzstation eingerichtet (Abb. 8-8). Anders als in Oppenheim (tertiäre Lockersedimente) saß der Ansaugpunkt der Bodenluftsonde im angewitterten, gefalteten devonischen Festgestein. Trotz der großen Entfernung von 130 km Luftlinie und der um 250 m höheren Lage sind deutliche Ähnlichkeiten im Ver-

lauf der Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe über den Zeitraum von 17 Tagen zu erkennen, die die Sinnhaftigkeit einer Witterungskorrektur belegen. Die ausgeprägteren Tagesgänge der Radonkonzentration der Referenzstation bei Bitburg sind möglicherweise durch den Sitz der Bodenluftsonde in einer Kluft im Fels erklärbar, während die Bodenluftsonde der Radonreferenzstation in Oppenheim in tertiären Lockersedimenten steckt. Die Anwendbarkeit der Witterungskorrektur auf ähnlich weit von der Referenzstation entfernt liegende Radonmesspunkte im Westerwald wurde bereits in Kapitel 4 im Rahmen der Vergleichsmessungen belegt.

Über die Radonreferenzstation können die gemessenen Radonkonzentrationen witterungskorrigiert werden, die Gaspermeabilitäten jedoch nicht.

Eine Witterungskorrektur der vor April 2012 mit Kernspurdetektoren während der Landesmesskampagnen 2006 - 2012 gemessenen Radonkonzentrationen ist wegen des Fehlens einer Referenzstation nicht möglich. Um die nachfolgenden landesweiten Betrachtungen auf einen möglichst umfangreichen Datensatz zu stützen, der fast alle stratigrafischen Einheiten des Landes umfasst, wurden die landesweiten Karten mit den nicht witterungskorrigierten Radonkonzentrationen berechnet. Die im Folgenden beispielhaft gezeigten Auswertungen für die GK50 Trier zeigen auch die witterungskorrigierten Radonkonzentrationen und darauf beruhende Potentialkarten.

8.5.4 Zeichengenaugigkeit und Interpretationsgenauigkeit geologischer Karten

Geologische Karten beruhen auf der Darstellung von Sachverhalten, die in der Regel in einem Großteil der Flächen für eine direkte Beobachtung nicht zugänglich sind. Geologische bzw. stratigrafische Grenzen in Karten beruhen deshalb da, wo sie im Gelände nicht direkt erkennbar sind, auf Konstruktionen, die auf der punktuell gemessenen Schichtlagerung, angenommener Schichtmächtigkeiten und topografischen Informationen beruhen. Da wo geologische Grenzen nicht direkt auskartiert wurden oder bei kleinem Kartenmaßstab ist u.U. mit einer Lageunsicherheit von +/- 100 - 200 Metern zu rechnen.

9 Auswertungen bezogen auf stratigrafische Einheiten

Zur Erleichterung der Orientierung und des Textverständnisses sind in Abbildung 10-1 im nachfolgenden Text erwähnte Städte, Flüsse und Regionen vor dem Hintergrund der Geologischen Übersichtskarte (GÜK300, Maßstab 1:300.000) verortet.

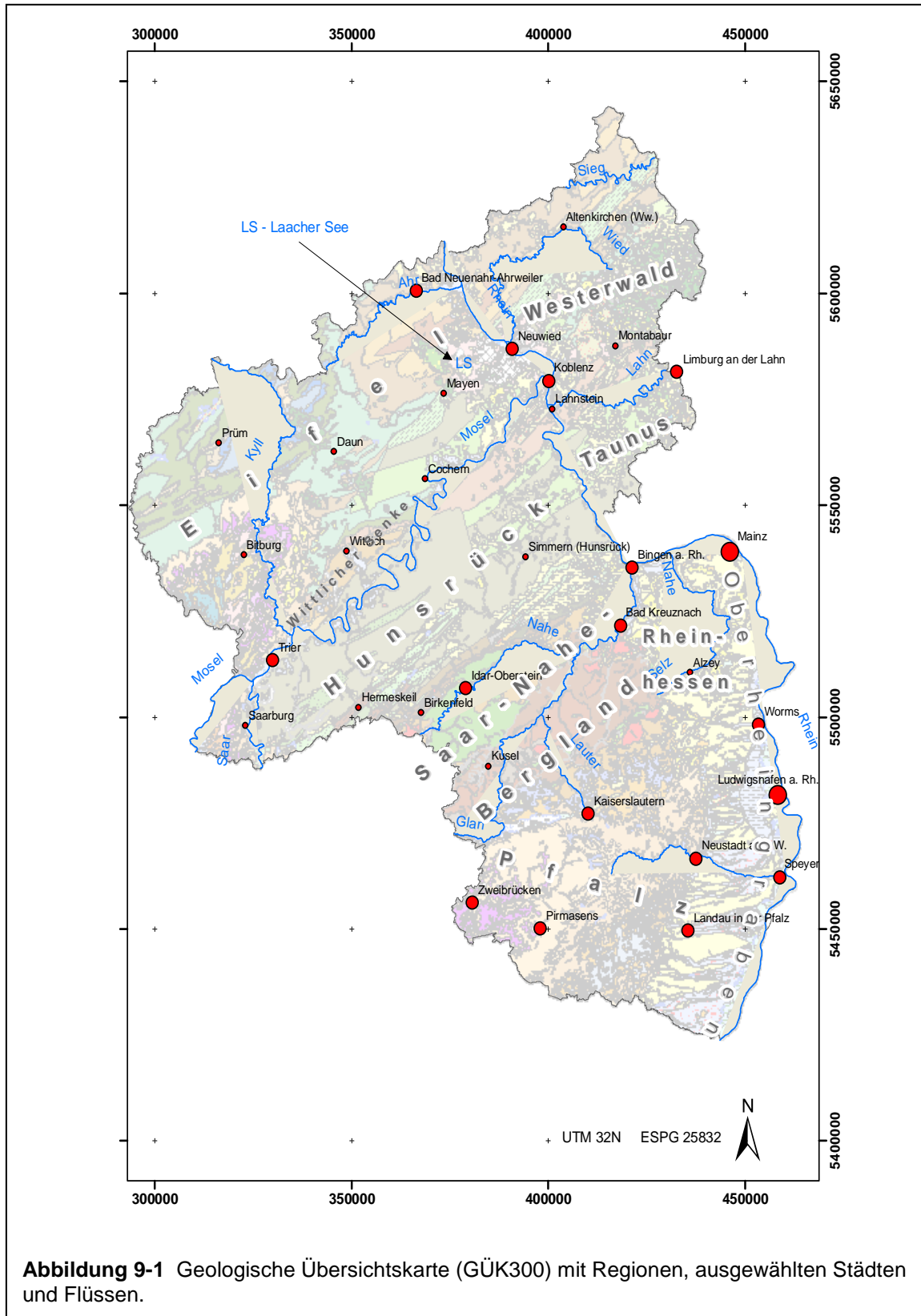


Abbildung 9-1 Geologische Übersichtskarte (GÜK300) mit Regionen, ausgewählten Städten und Flüssen.

9.1 Karte Radonkonzentration in der Bodenluft 1:300.000

In Abbildung 9-2 erfolgt die Farbabstufung der Legende in Anlehnung an eine früher allgemein für Radon-Karten verwandte Klasseneinteilung der Radonkonzentrationen (<20, 20 - 40, 40 - 100, >100 kBq/m³). Damit soll der Vergleich mit älteren Karten erleichtert werden. Zur weiteren Differenzierung des Bildes sind die Farbtöne (grün, gelb, orange) jedoch innerhalb der Klassen <100 kBq/m³ abgestuft. Da die oben genannten Klassengrenzen nicht weiter von Bedeutung sind, wurden in Abbildung 9-3 sechs Klassengrenzen (sieben Klassen) gewählt, die sich aus der Normalverteilung der Daten ergibt.

In den grau dargestellten Klasse *nicht verfügbar* werden stratigrafische Kleinsteinheiten zusammengefasst, innerhalb derer noch keine Radonmessungen vorliegen. Unter *NA* werden Moorgebiete (z.B. westlich Kaiserslautern, Lage Kaiserslautern in Abb. 9-1) zusammengefasst, die keine Siedlungsgebiete darstellen und für die deshalb keine Radonmessungen vorgesehen wurden.

Für die Landesfläche ergibt sich ein differenziertes Bild mit erhöhten Radonkonzentrationen in der Glan-Gruppe der permokarbonen Sedimenten im Saar-Nahe-Bergland (geologisch: Saar-Nahe-Becken). In der südlichen Landeshälfte sind es weiterhin mit Ausnahme der Schichten des Muschelkalks vor allem kleinere Tertiäraufbrüche (v.a. Bodenheimer-Subformation mit organisch reichen Tonen- und Mergeln). In der nördlichen Landeshälfte sind die Radonkonzentrationen in den gefalteten, geschieferten und geklüfteten Gesteinen durchschnittlich höher als in der südlichen Landeshälfte. Eine Ausnahme bilden im Hunsrück devonische Quarzite. In der Eifel und entlang der Mosel (Nordhunsrück) fallen die Klerf-Schichten und Neuerburg-Schichten durch unterdurchschnittliche Radonkonzentrationen auf.

9.2 Karte Permeabilität 1:300.0000

Die in 2019 und 2020 ungewöhnlichen Messbedingungen drücken sich auch in dem Histogramm in Abbildung 9-4 aus. Gaspermeabilitäten kleiner $5,00 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, wie sie in normalfeuchten Jahren (und ab Oktober 2020 wieder) für schluffige, lehmige und tonige Böden gemessen werden, wurden selten gemessen. Die Ursachen dafür, die geringe Bodenfeuchte und auch damit verbundene mechanische Eigenschaften der Böden sind in den vorangegangenen Kapiteln erläutert.

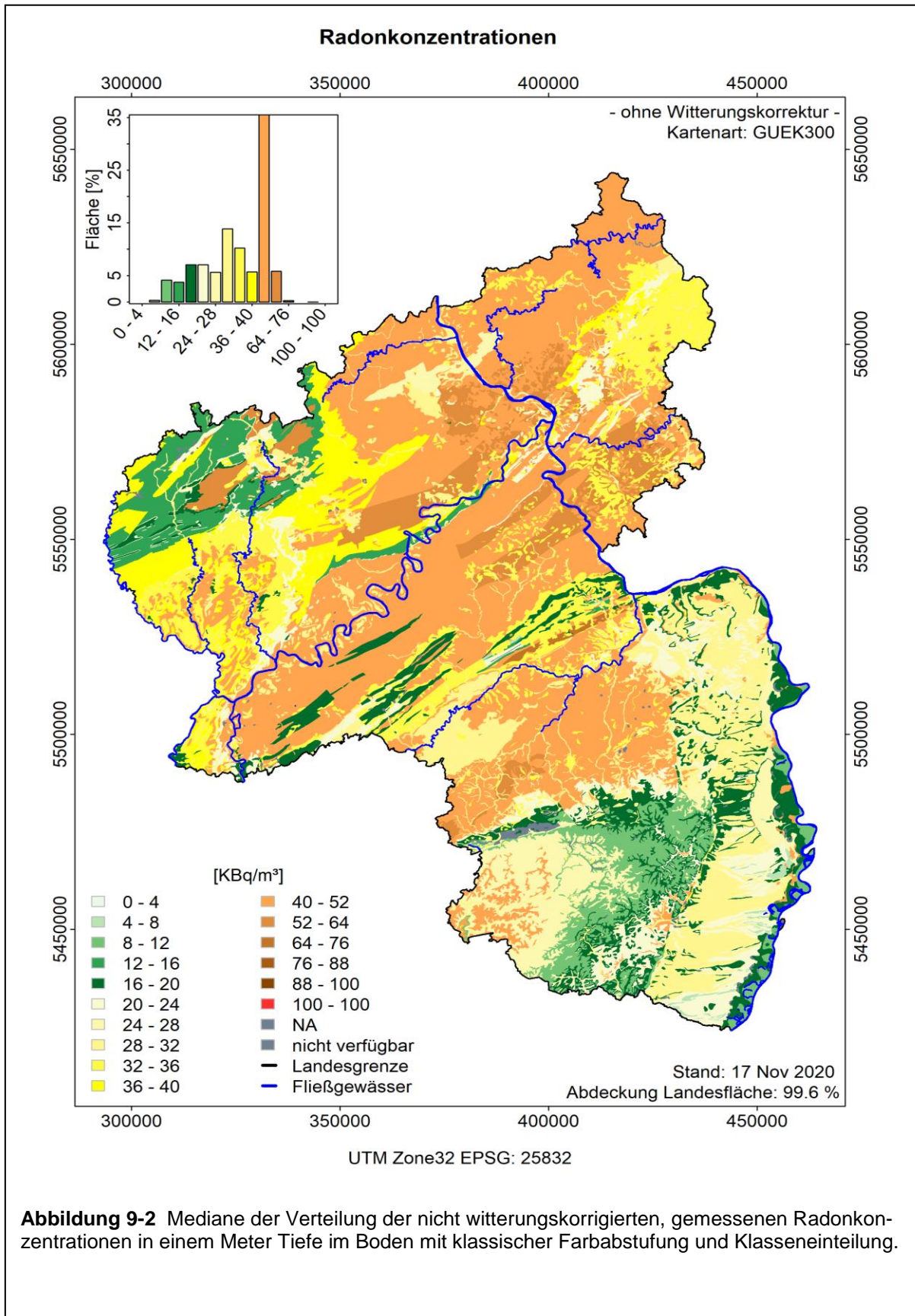


Abbildung 9-2 Mediane der Verteilung der nicht witterungskorrigierten, gemessenen Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe im Boden mit klassischer Farbabstufung und Klasseneinteilung.

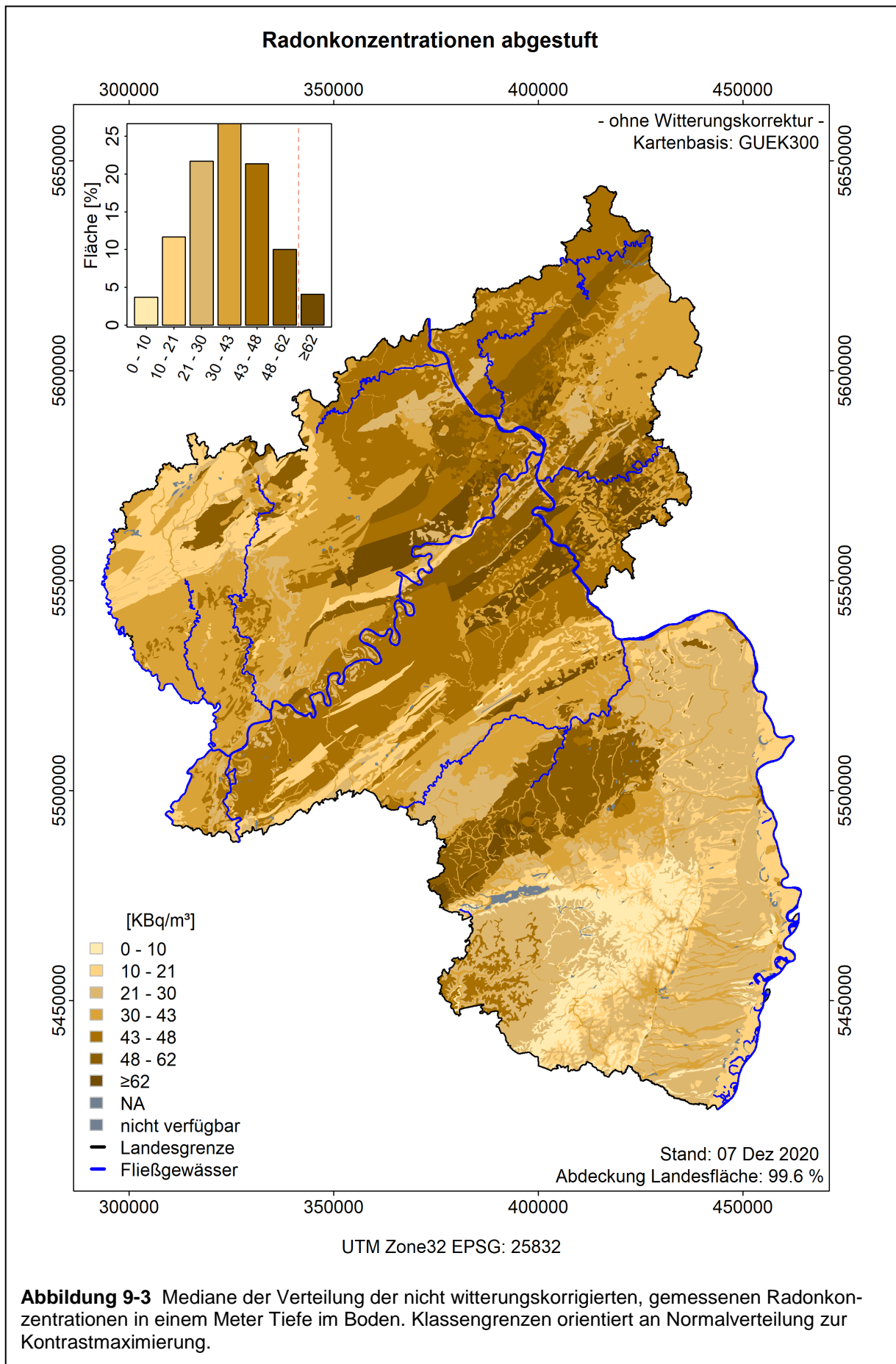


Abbildung 9-3 Mediane der Verteilung der nicht witterungskorrigierten, gemessenen Radonkonzentrationen in einem Meter Tiefe im Boden. Klassengrenzen orientiert an Normalverteilung zur Kontrastmaximierung.

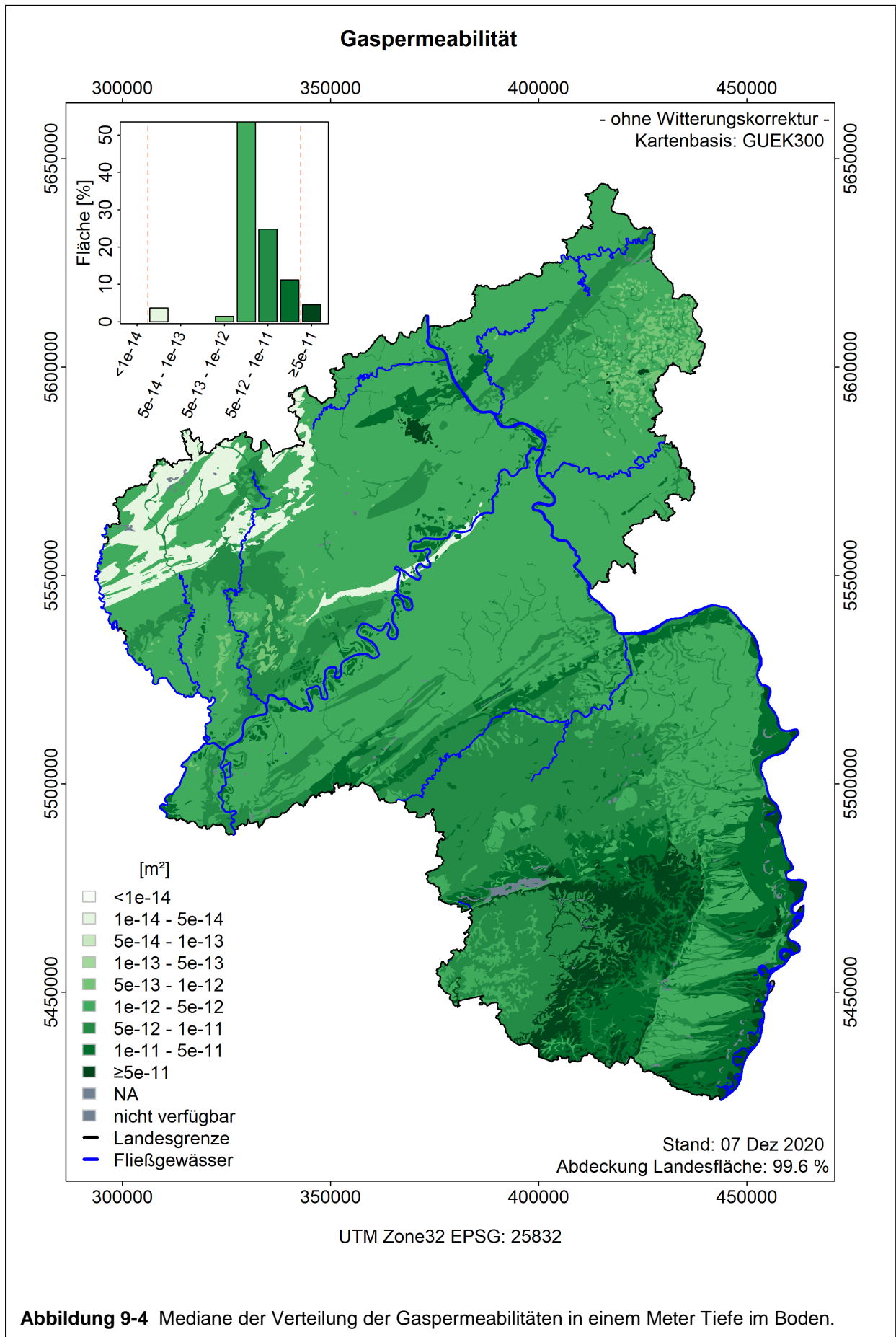


Abbildung 9-4 Mediane der Verteilung der Gaspermeabilitäten in einem Meter Tiefe im Boden.

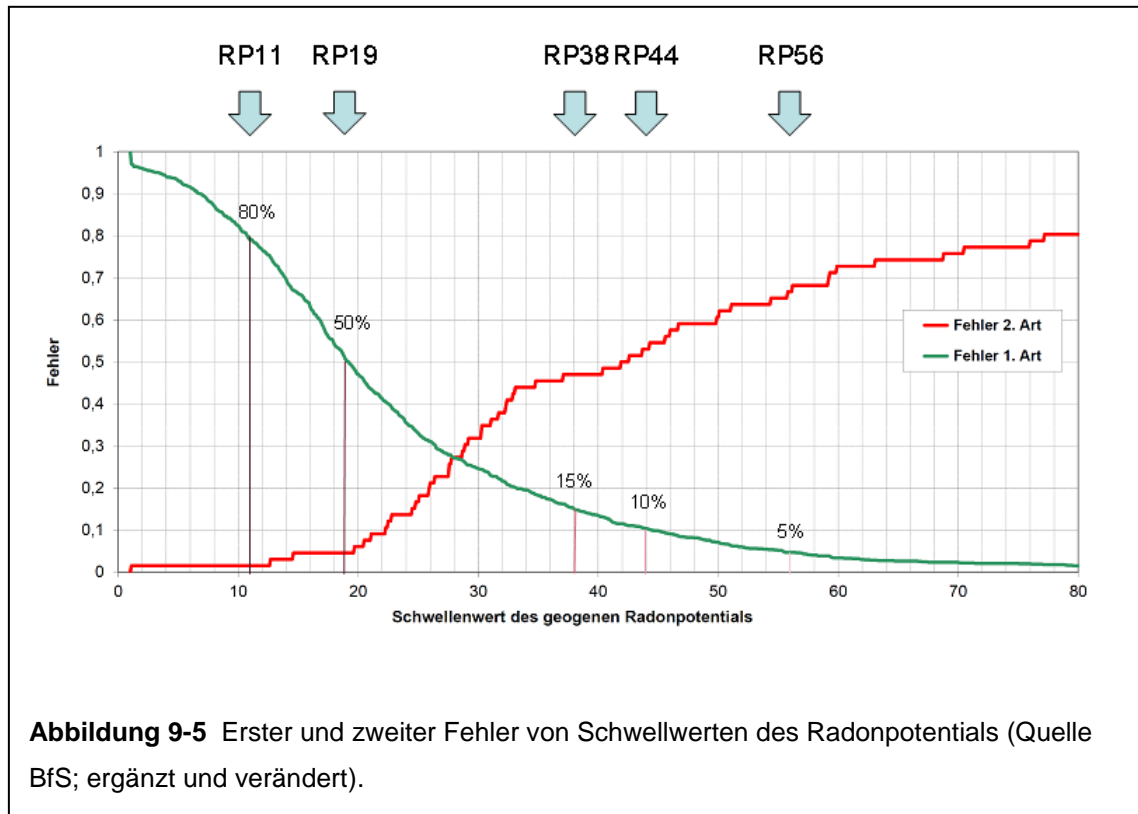
Die geringsten Gaspermeabilitäten wurden in den Schichten gemessen, die im Rheinischen Schiefergebirge bereits durch unterdurchschnittliche Radonkonzentrationen (Klerf- u. Neuerburg-Schichten) auffällig waren (Abb. 10-4). Die in der Fläche höchsten Gaspermeabilitäten wurden in den (Bunt-)Sandsteinen und sandigen Böden der Pfalz und den kiesig-sandigen Böden des Oberrheingrabens gemessen.

Entlang von zwei Hauptstörungszonen in Rheinland-Pfalz am Hunsrück-Südrand entlang der Hunsrück-Südrand-Störung und im Westerwald und Osteifel entlang der Siegener-Hauptüberschiebung wurden in durch Tektonik intensiv beanspruchten Gesteinen überdurchschnittlich hohe Gaspermeabilitäten gemessen. Nördlich davon finden sich in der Eifel die höchsten Gaspermeabilitäten, in Phonolithen und foidischen Tuffen westlich des Laacher Sees. Auch nördlich davon wurden in den Gesteinen des Untersiegen entlang einer Sattelachse (geologische Aufwölbung), die von der Osteifel bis in den westlichsten Westerwald an der Wied reicht, ebenfalls relativ hohe Gaspermeabilitäten gefunden.

In der westlichen Eifel wurden vor allem in den Sandsteinen des Buntsandstein und in den permokarbonen Gesteinen im Wittlicher Graben regional überdurchschnittliche Gaspermeabilitäten gemessen, vergleichbar denen in ähnlichen Gesteinen im Saar-Nahe-Bergland und der Westpfalz.

9.3 Karte Radonpotential 1:300.000

Die Farblegende der Radonpotentialflächenkarte RLP orientiert sich an den Signifikanzniveaus des Fehlers 1. Art (Abb. 9-5). Bei einem Radonpotential (RP) - Schwellwert von 44 liegt, nach Berechnungen des BfS, die Wahrscheinlichkeit, dass eine Fläche irrtümlich als ein Radonvorsorgegebiet ausgewiesen wird bei 10 %. Bei einem RP 56 liegt die Fehlerwahrscheinlichkeit bei 5 %.



Die stratigraphischen Einheiten mit den höchsten Radonpotentialen liegen in der Südhälfte von Rheinland-Pfalz, im südlichen Saar-Nahe-Bergland und entlang der Hunsrück-Südrandstörung (Abb. 9-6).

In der Nordhälfte des Landes finden sich die stratigraphischen Einheiten mit den höchsten Radonpotentialen entlang der durch Westerwald und Osteifel, bis in die Zentralfifel verlaufenden Siegener Hauptüberschiebung, sowie im ebenfalls bereits angesprochenen Devonsattel nördlich von Mayen und dem Laacher See Gebiet. Die vulkanischen Produkte des Laacher See Ausbruchs stellen ebenfalls Flächen mit hohem Radonpotential dar, die über die Osteifel hinaus bis weit in den Westerwald hineinreichen.

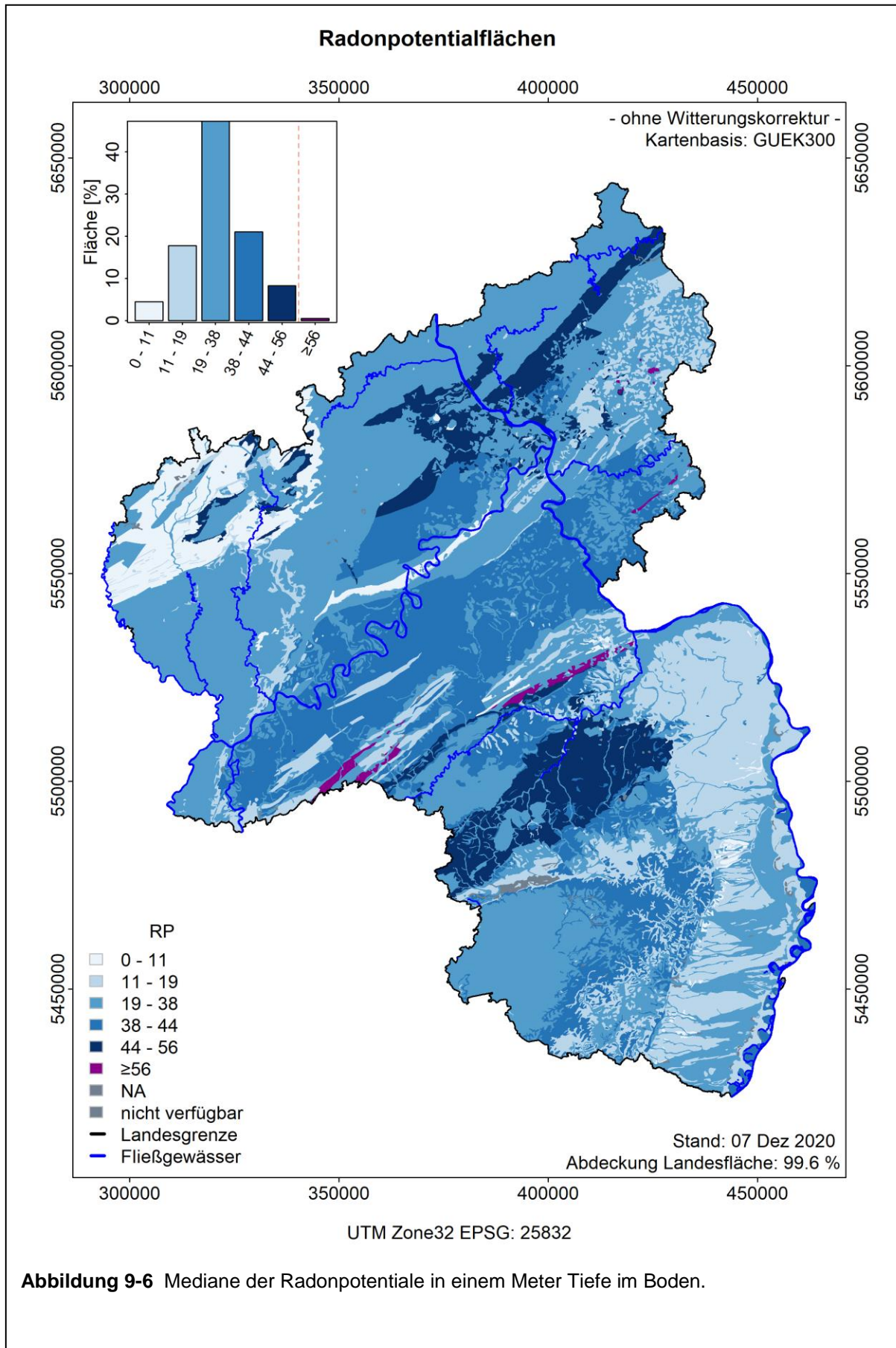


Abbildung 9-6 Mediane der Radonpotentiale in einem Meter Tiefe im Boden.

9.4 Karte Radonkonzentration 1:50.000

Obwohl die Anordnung der Radonmesspunkte an den Informationen der großmaßstäbigen geologischen Karten im Maßstab 1:25.000 oder 1:50.000 orientiert ist, mussten die landesweiten Karten der Radonkonzentrationen, Gaspermeabilitäten und Radonpotentiale auf die Geometrien der stratigrafischen Einheiten der vorläufig einzigen, landesweit einheitlichen, geologischen Kartengrundlage, der Geologischen Übersichtskarte 1:300.000 (GÜK300, 2003) bezogen werden, weil die in Bearbeitung befindliche landesweite und blattschnittfreie geologische Karte im Maßstab 1:50.000 noch nicht flächendeckend verfügbar ist (vgl. Kap. 7.6 und Kap. 8.3).

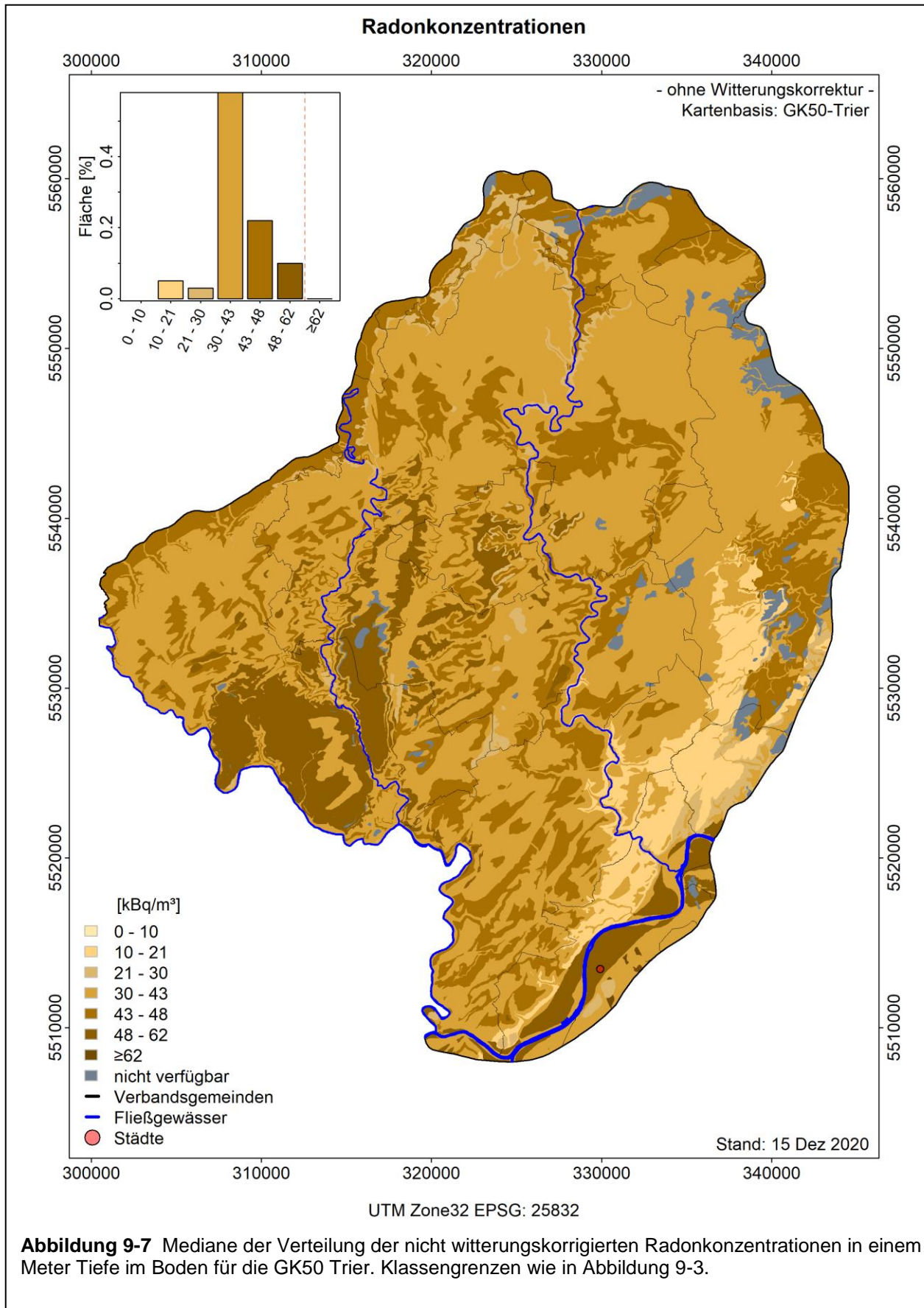
Beispielhaft wird die zukünftig mögliche Auflösung (1:50.000) der landesweiten Radonkarten (Konzentration, Gaspermeabilität und Potential) am Beispiel der Geologischen Regionalkarte GK50 Trier demonstriert.

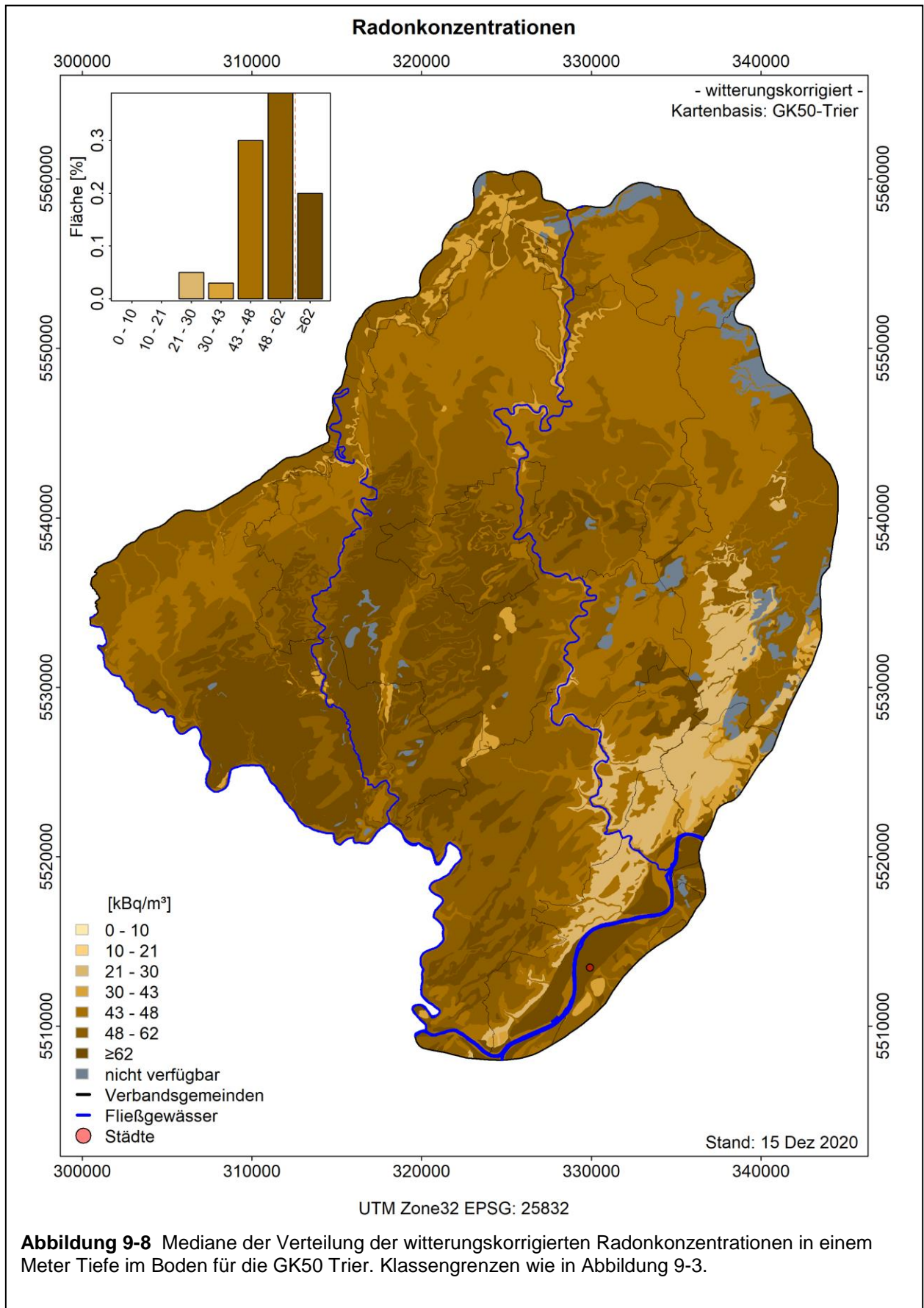
Im Kartengebiet werden in der Karte 46 stratigrafische Einheiten unterschieden. Zum Vergleich, in der GÜK300 wird die gleiche Fläche aufgrund der gröberen Stratigrafie in 31 stratigrafische Einheiten gegliedert.

Diese Radonkarten auf Grundlage der GK50 Trier wurden nur mit den Radonmesspunkten berechnet, die innerhalb der Ausdehnung der GK50 Trier liegen. Die grauen Flächen in den Karten (Abb. 9-7 ff) resultieren daraus, dass diese stratigrafischen Einheit auf Flächen möglichst nahe der Typlokalitäten oder an den Typlokalitäten untersucht wurden, die außerhalb des Bereichs der GK50 Trier liegen. Dies betrifft vor allem Schichten des Devon, Permokarbon (Altrich-Formation), die tertiären Tone von Binsfeld und Speicher oder pleistozäne Löss und Maartephren.

Mit wenigen Ausnahmen (17 von 218 Messpunkte) wurden die Radonmessungen nach 2012 und mehrheitlich in 2020 (195 Messpunkte) ausgeführt, sodass die Radonkonzentrationen auch über die gesamte Kartenausdehnung witterungskorrigiert werden konnten.

Abbildung 9-7 zeigt die nicht witterungskorrigierten Mediane der Radonkonzentrationsverteilung. Es ergibt sich aufgrund der feiner gegliederten Stratigrafie ein detailreicheres Bild im Vergleich zu Abbildung 9-3. In der Abbildung 9-8 sind in der gleichen farblichen Abstufung die Mediane für die witterungskorrigierten Radonkonzentrationen dargestellt. Der Vergleich der beiden Karten zeigt, dass (zu den Bedingungen während der Messungen) die nicht witterungskorrigierten Radonmessungen die tatsächliche Radonsituation im Kartenblatt unterschätzen.





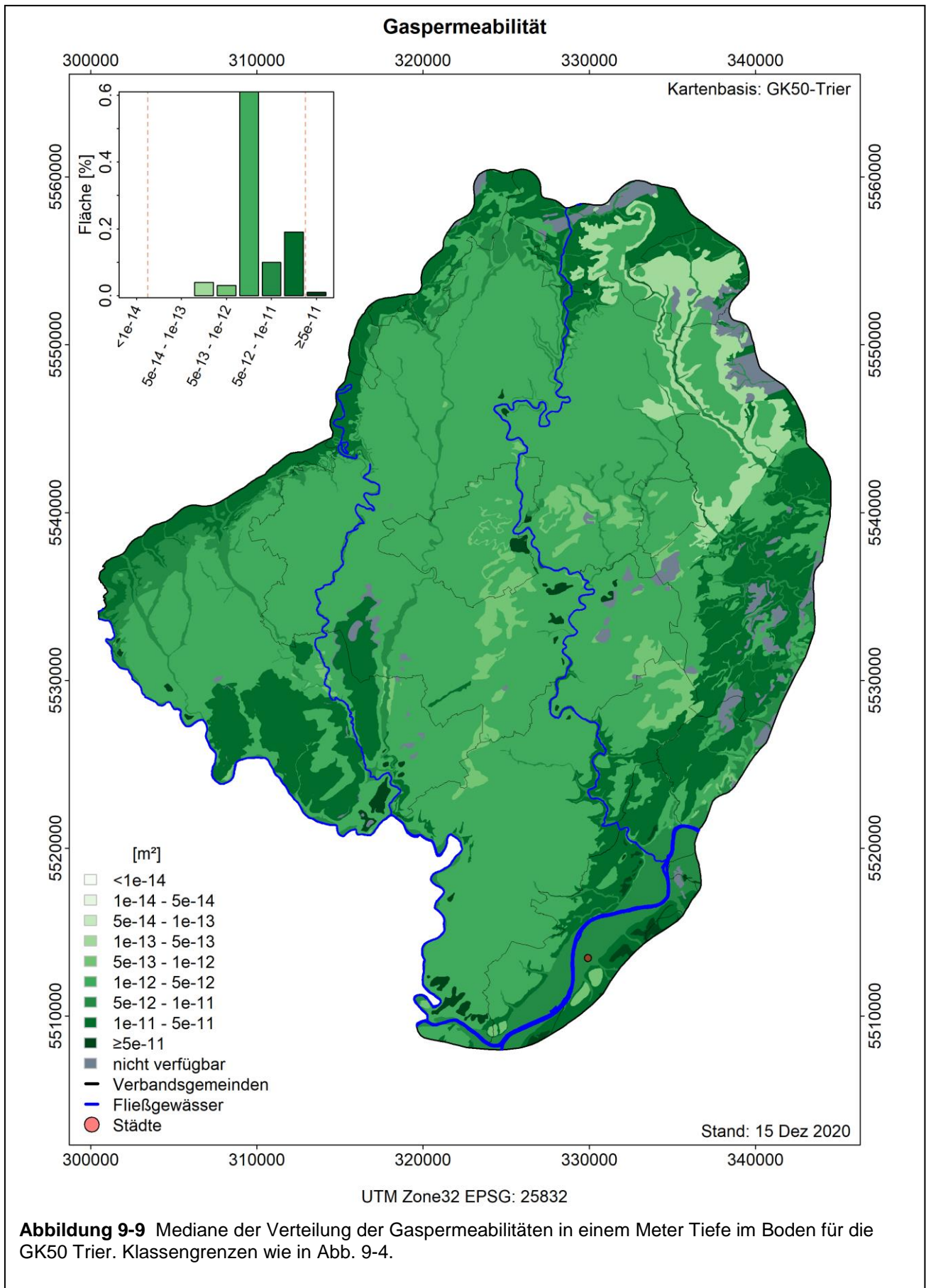
9.5 Karte Permeabilität 1:50.000

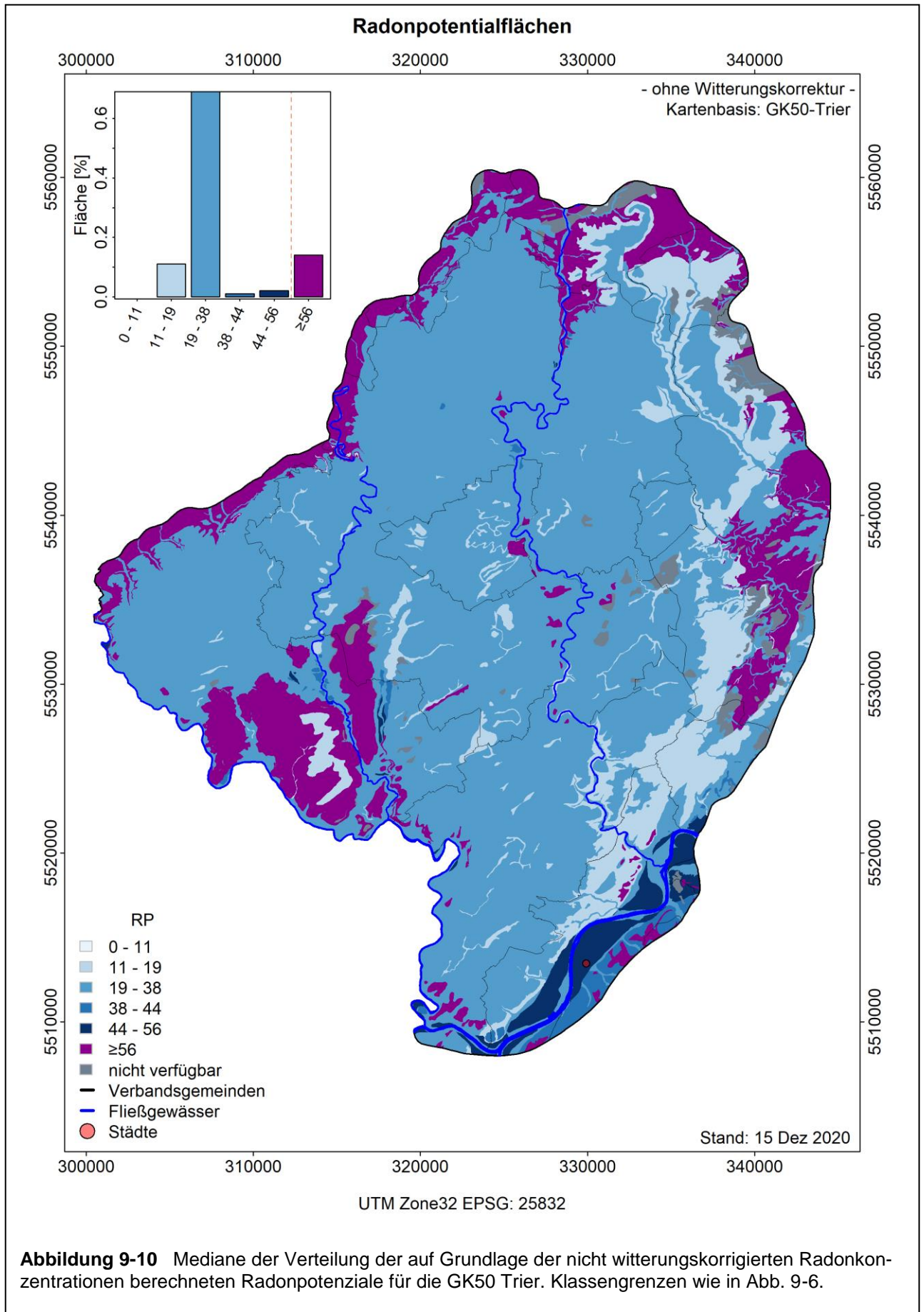
Die Karte der Gaspermeabilität (Abb. 9-9) zeigt hohe Gaspermeabilitäten in der gefalteten devonischen Umrandung der Trier-Bitburger Mulde. Innerhalb der Mulde sind es die untersten Schichten des Buntsandstein (sum, mürbe Sandsteine) und im zentralen Teil der Mulde, nahe der luxemburgischen Grenze, die jurrassischen Luxemburger (Kalk)-Sandsteine und die auflagernden Kalk- und Mergelsteine von Strassen. Insgesamt wurden auch in diesem Kartiergebiet aufgrund der extremen Bodentrockenheit vergleichsweise hohe Gaspermeabilitäten gemessen, sowohl im brüchigen Fels wie auch in lehmig-tonigen Schichten, die in den Bohrungen deutliche Schrumpffüge zeigten, ihre plastischen Eigenschaften verloren hatten und spröde splitterten. Damit sind die Gaspermeabilitäten z.T. von der Bodenart entkoppelt und sekundäre Gaswegsamkeiten waren von dominanter Bedeutung (vgl. Kap. 3.3, S. 24).

9.6 Karte Radonpotential 1:50.000

In Kapitel 3.5 und Abbildung 3-8 wurde bereits darauf hingewiesen, dass eine Erhöhung der Gaspermeabilität um eine Größenordnung für die Berechnung des Radonpotentials die gleichen Auswirkungen hat wie die Erhöhung der Radonkonzentration um 44 kBq/m^3 . Die Verwendung der gemessenen, witterungsbedingt zu niedrigen Radonkonzentrationen kompensieren zum Teil die witterungsbedingt, im Vergleich zu früheren feuchteren Jahren höheren Gaspermeabilitäten (Abb. 9-9; vgl. Kap. 3.5.3) bei der Berechnung der Radonpotentialkarte (Abb. 9-10) für die GK50 Trier. Selbst in dieser Karte ist auch für die dichtbesiedelte Region Trier und allgemein auf den Niederterrassen der Mosel ein erhöhtes Radonpotential ersichtlich.

Sollte sich der klimatisch bedingte Trend der letzten Jahre zu dauerhaft oder längerfristig trockenen Böden jedoch fortsetzen, dann ist die auf den witterungskorrigierten Radonkonzentrationen und den zeitgleich gemessenen hohen Gaspermeabilitäten beruhende Radonpotenzialkarte in Abbildung 10-11 die realistischere Prognose für die zukünftige Radonpotentialabschätzung. Die in trockenen Böden vermehrten Exhalationsverluste (\rightarrow erniedrigte Radonkonzentration) können dann den erhöhten Gaspermeabilitäten nicht mehr entgegen wirken, weil die Exhalationsverluste unter Überbauung / Versiegelung weitgehend entfallen werden. Damit stellen sich auch bei trockenen Bedingungen höhere Radonkonzentrationen im Boden unter den Gebäuden ein.





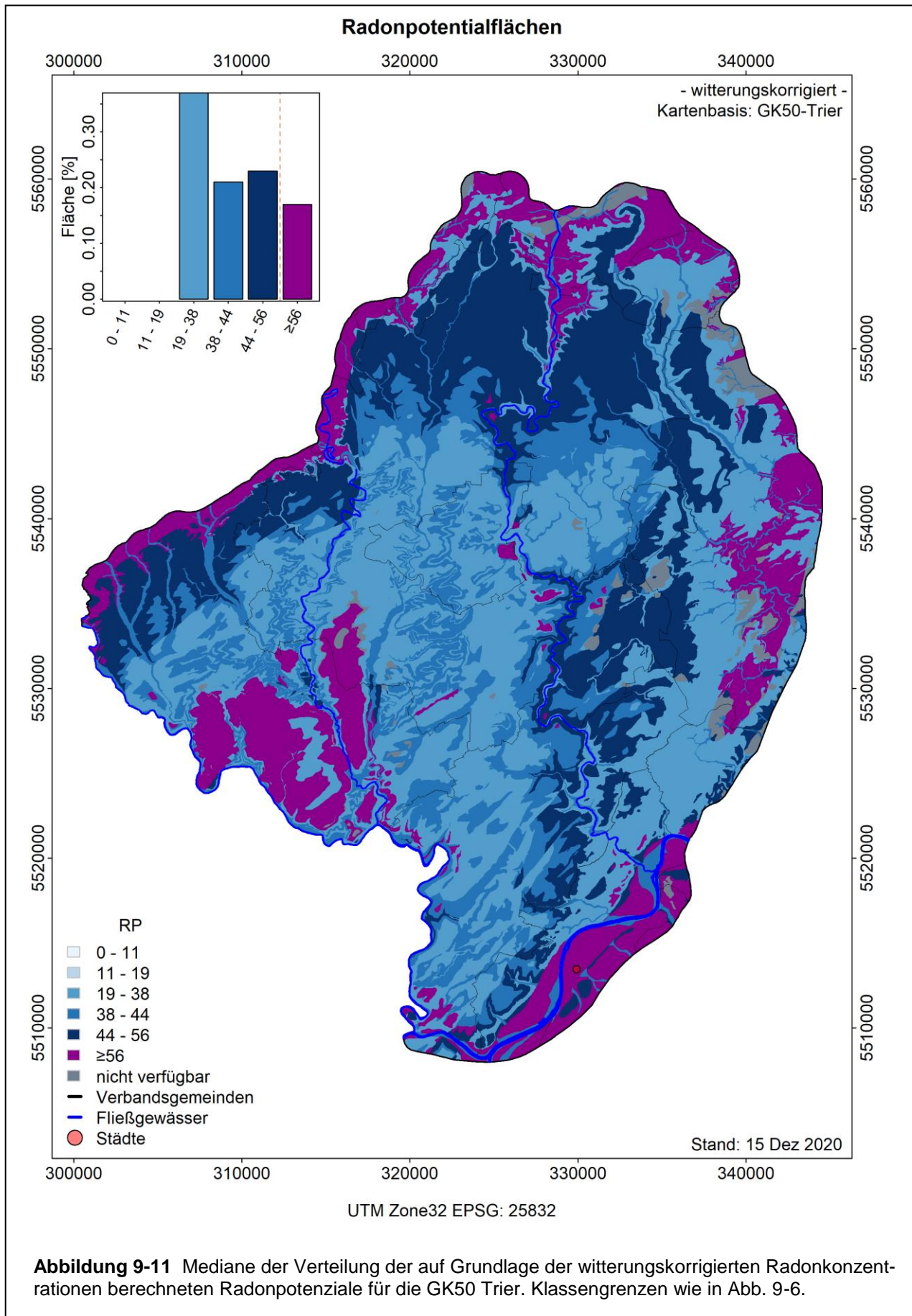


Abbildung 9-11 Mediane der Verteilung der auf Grundlage der witterungskorrigierten Radonkonzentrationen berechneten Radonpotenziale für die GK50 Trier. Klassengrenzen wie in Abb. 9-6.

9.7 Vergleich der Radonpotentialkarte des Bundesamtes für Strahlenschutz mit der Karte RLP

Die Radonpotentialkarte des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) für Deutschland (Abb. 9-12) stützt sich für die Landesfläche von Rheinland-Pfalz auf 353 Radonkurzzeitmessungen, die innerhalb des Zeitraums 1992 – 2003 gemessen wurden (vgl. Tab. 8-1). Die Rastergröße der Prognosekarte beträgt 10 km x 10 km. Für die Berechnung der Deutschlandkarte standen insgesamt 5000 Kurzzeitmessungen der Radonkonzentration und Gaspermeabilität zur Verfügung.

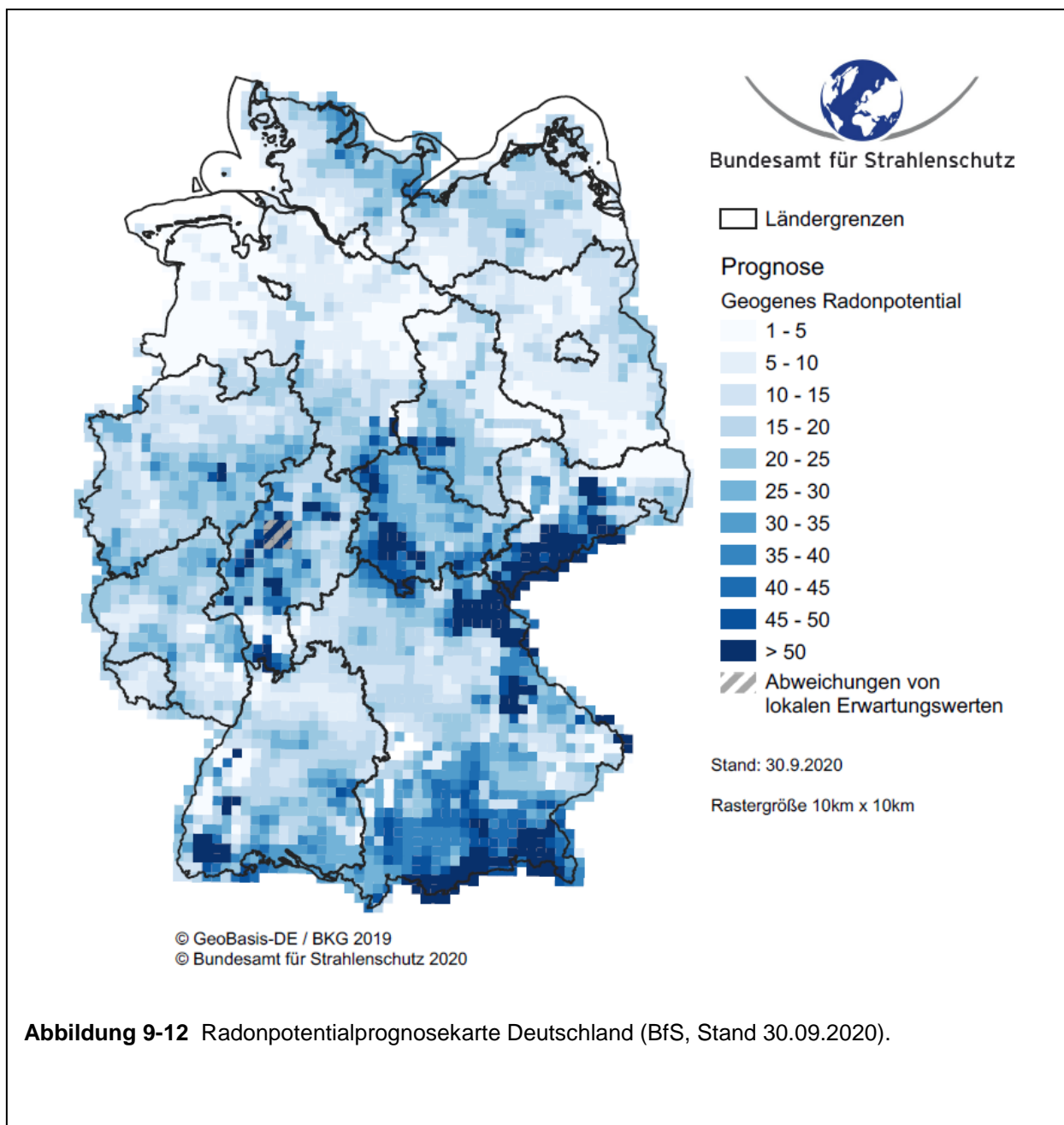


Abbildung 9-12 Radonpotentialprognosekarte Deutschland (BfS, Stand 30.09.2020).

Das Bundesamt für Strahlenschutz gibt zu dieser Karte nachfolgende Begleitinformation:
„Die Prognose bildet den aktuellen Stand der Erkenntnisse ab. Sie unterliegt einer permanenten Validierung und Weiterentwicklung, basierend auf neuen Daten und neuen Verfahren.

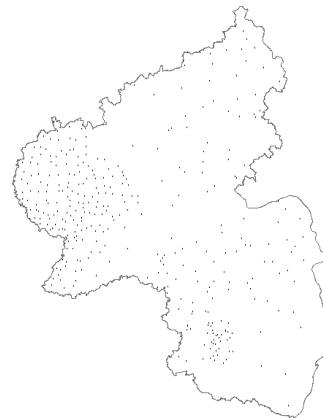
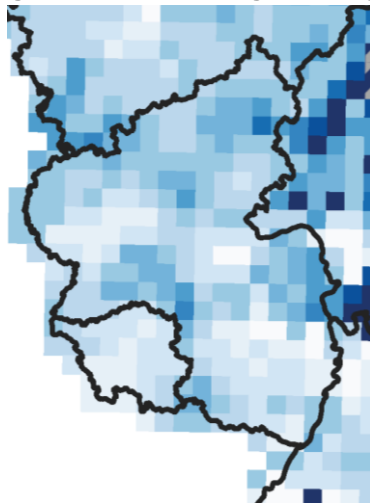
Prognosen sind immer mit Unsicherheiten verbunden. In Regionen in denen keine oder nur wenige Messpunkte vorliegen, kann es bundesweit zu deutlichen Unterschieden zwischen der Prognose und der wirklichen Situation kommen.... Die Karte zeigt die regional zu erwartende Situation in einem groben Raster. Aussagen zu einzelnen Gebäuden oder Grundstücken können daraus nicht abgeleitet werden, da die für die Prognose verwendeten Parameter lokal stark variieren können.“

Die BfS-Karte in Abbildung 9-12 weist eine differenziertere Farbskalierung auf, als die in Rheinland-Pfalz für Rheinland-Pfalz erstellte Radonpotentialkarte (Abb. 9-6), deren Farbskalierung an Signifikanzgrenzen orientiert ist (vgl. 9-5).

Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurde in Abbildung 9-13 die Farbskalierung der Rheinland-Pfalz-Karte an die der Deutschlandkarte angepasst.

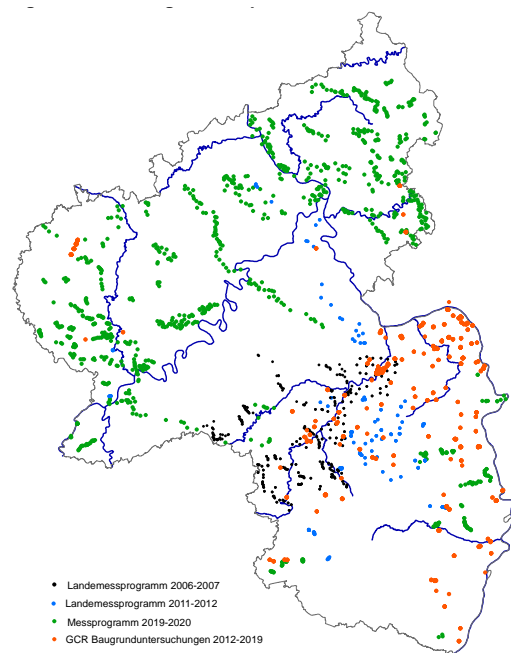
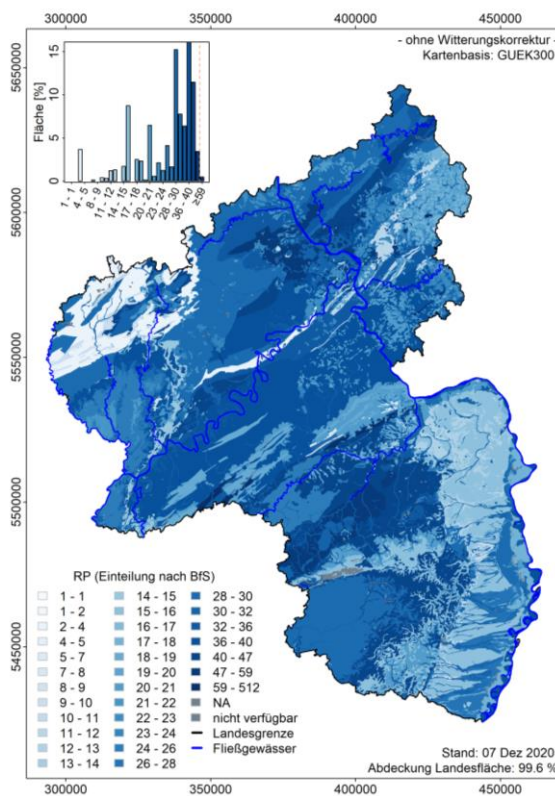
In Kapitel 6 wurde im Rahmen des Messvergleichs bereits festgestellt, dass die Radonlangzeitmessungen mit Kernspurdetektoren und Radonkurzzeitmessungen mit einem Radonmonitor hochkorrelierte Ergebnisse, vor allem nach der Witterungskorrektur ergeben, solange die Messung zeitgleich und an identischem Ort (innerhalb einer Messsonde) erfolgen. Die statistischen Auswertungen der in unterschiedlichen Messjahren ausgeführten Radonkurzzeitmessungen und Radonlangzeitmessungen für den Oberen Buntsandstein in der Eifel (s.o.) ergab ähnliche statistische Mittelwerte der Radonkonzentrationen beider Datenkollektive. Die Gaspermeabilitäten der Kurzzeitmessungen und der Langzeitmessungen unterscheiden sich aber aufgrund der sehr feuchten Messbedingungen während der Radonkurzzeitmessungen und der sehr trockenen Messbedingungen während der Radonlangzeitmessungen um Größenordnungen. Des Weiteren ergaben sich ungleiche Verteilungen bei der Berücksichtigung der auf den Plateauflächen weitverbreiteten tonigen Lehme, die aber keine Siedlungsflächen darstellen. Ein Kriterium bei der Auswahl der Radonlangzeitmesspunkte war aber auch die Relevanz des geologischen Untergrundes als Siedlungsfläche.

**Ausschnitt RLP aus BfS-Radonpotentialkarte
mit Lage der 353 in die Prognose eingegangenen Kurzzeitmesspunkte**



353 Kurzzeitmesspunkte

**Radonpotentialkarte RLP (ähnliche Farbskalierung wie Deutschlandkarte)
mit Lage der 3416 in die Prognose eingegangenen Langzeitmesspunkte**



- Landesmessprogramm 2006-2007
- Landesmessprogramm 2011-2012
- Messprogramm 2019-2020
- GCR Baugrunduntersuchungen 2012-2019

3416 Langzeitmesspunkte

Abbildung 9-13 Radonpotentialkarten und ihre Datenbasis für das Gebiet von Rheinland-Pfalz.

Die Potentialkarte von Rheinland-Pfalz beruht wie die Deutschlandkarte des BfS ausschließlich auf gemessenen, nicht witterungskorrigierten Radonkonzentrationen.

- Aufgrund der sehr viel höheren Datendichte von mehr als 3400 Radonmesspunkten, die in die Berechnung der RLP-Karte eingeflossen sind (BfS 353 Messpunkte für Rheinland-Pfalz),
- der nicht nur aufgrund der Anzahl, sondern auch wegen der an der geologischen Vielfalt und Siedlungsrelevanz orientierten repräsentativen Beprobung der im Land vorkommenden Gesteine,
- sowie der detaillierter aufgelösten geologischen Kartengrundlage und der an dieser orientierten Regionalisierung der Messwerte,

ergibt die Rheinland-Pfalz-Karte nicht nur ein differenzierteres Bild, sondern auch ein erwartungsgemäß deutlich von der Deutschlandkarte abweichendes Bild.

10 Auswertungen bezogen auf Verwaltungseinheiten

Das Land muss gemäß § 121 Strahlenschutzgesetz Gebiete festlegen, für die erwartet wird, dass die über das Jahr gemittelte Radon-222-Aktivitätskonzentration in der Raumluft den Referenzwert von 300 Becquerel pro Kubikmeter (Bq/m^3) auf mindestens 75 % der Fläche der Verwaltungseinheit und in mindestens 10 % der Gebäuden mit Aufenthaltsräumen oder Arbeitsplätzen überschreitet. Das BfS geht nach statistischen Untersuchungen davon aus, dass mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 % eine 10-prozentige Überschreitungswahrscheinlichkeit gegeben ist, wenn ein Radonpotential von ≥ 44 auf 75 % der zu bewertenden Fläche gegeben ist.

Die Bewertung bzw. die Ausweisung von Flächen mit erhöhtem Radonpotential (s.o.) soll auf der Ebene von Verwaltungseinheiten erfolgen. Ob dies Landkreise, Verbandsgemeinden (oder vergleichbare Einheit) oder Gemeinden sein sollen, bleibt in Abhängigkeit von der für die Beurteilung vorliegenden Datendichte der Festlegung des jeweiligen Bundeslandes überlassen.

Offen bleibt weiterhin ob lediglich die Siedlungsflächen hinsichtlich ihres Radonpotentials in die Bewertung der administrativen Einheit einfließen oder auch der unbesiedelte Raum, der in den allermeisten Verwaltungseinheiten den größten Flächenanteil ausmacht.

Sowohl die Wahl der Art der Verwaltungseinheit, wie auch die Entscheidung ob die gesamte Verwaltungseinheit oder nur die Siedlungsflächen betrachtet werden, kann zu unterschiedlichen Ergebnissen bei der Ausweisung von Gebieten mit erhöhtem Radonpotential führen.

Das soll im Folgenden an dem Beispiel von vier Verbandsgemeinden vorgestellt werden. Kartengrundlage ist dabei die landesweite Radonpotentialkarte auf Basis der nicht witterungskorrigierten Radonpotentialflächen.

In jeder der vier Verbandsgemeinden erfolgt eine separate Abschätzung aufgrund ausschließlicher Betrachtung der Siedlungsflächen wie auch auf Grundlage der Gesamtfläche der Verbandsgemeinde.

In Beispiel 1 (Abb. 10-1) sind im oberen Teil von links nach rechts die Siedlungsflächen innerhalb der Verbandsgemeinde dargestellt, daneben die den Siedlungsflächen durch GIS-Verschneidung zugewiesenen geologischen Einheiten.

Methodik der Radonpotentialbestimmung - Beispiel 1

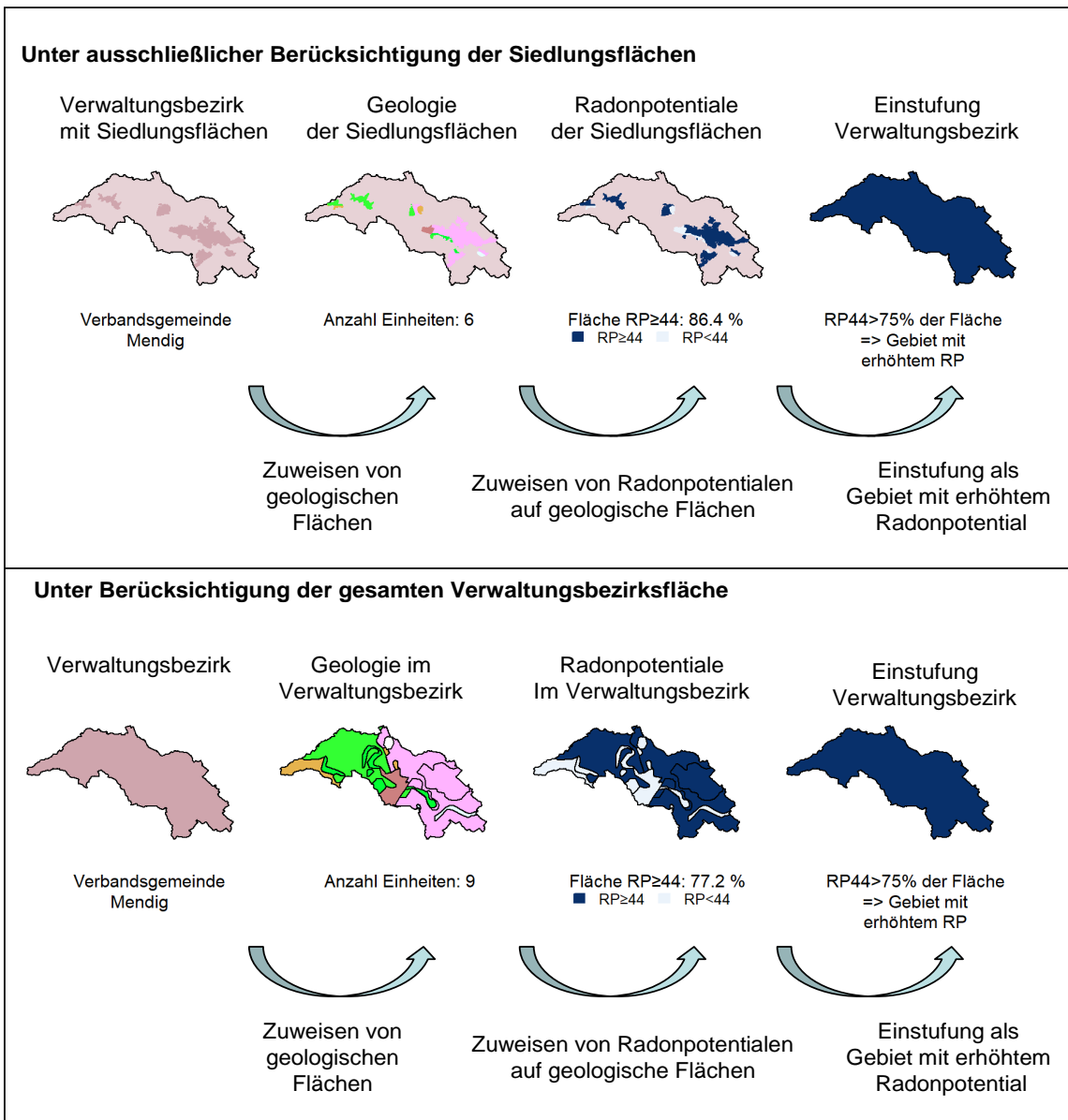


Abbildung 10-1 Bewertung für die Verbandsgemeinde Mendig.

Verlaufen geologische Grenzen durch Siedlungsflächen, dann werden die Siedlungsflächen in Teilflächen zerlegt. Über die geologischen Einheiten erfolgt dann die Zuweisung von Radonpotentialen zu den Siedlungsflächen bzw. bei differenzierter Geologie zu den Siedlungsteilflächen.

Überschreiten die Siedlungsflächen mit einem Radonpotential ≥ 44 75 % der Gesamtsiedlungsfläche, dann wäre bei ausschließlicher Betrachtung der Siedlungsflächen die Verbandsgemeinde rein rechnerisch nach den Kriterien des Bundes als ein Gebiet mit erhöhtem Radonpotential auszuweisen.

Im Beispiel 1 beträgt der Flächenanteil der Flächen mit einem Radonpotential ≥ 44 an der Gesamtsiedlungsfläche 86,4 %.

Im unteren Teil der gleichen Abbildung (Abb. 10-1) erfolgt die Beurteilung des Radonpotentials der Verbandsgemeinde auf der Grundlage der gesamten Verwaltungsfläche, inklusive auch der Flächen, die nicht besiedelt sind.

Auch hier erfolgt erst eine Zerlegung der Verbandsgemeindefläche in geologische Teilbereiche, denen aus der Radonpotentialkarte Radonpotentiale zugewiesen werden. Danach erfolgt die Berechnung des flächenmäßigen Anteils der Flächen mit einem Radonpotential ≥ 44 . Nimmt diese mehr als 75 % der Verbandsgemeindefläche ein, erfolgt die Ausweisung als Gebiet mit erhöhtem Radonpotential. Auf 77,2 % der Verbandsgemeindefläche von Mendig ist dies gegeben.

Bei der Verwendung beider Flächenkriterien, Siedlungsfläche oder Gesamtverwaltungsfläche, erfolgt am Beispiel Mendig somit eine einheitliche Bewertung.

Im Kontrast dazu steht das zweite Beispiel, die Verbandsfreie Gemeinde Bendorf (Abb. 10-2). Innerhalb der Gemeindefläche liegen zwei Siedlungsflächen, eine im Südwestteil und eine kleinere im nördlichen Teil. Beträchtliche Teile der Hauptsiedlungsfläche im Südwesten überschreiten ein Radonpotential von ≥ 44 . Unter Hinzunahme der nördlichen Siedlungsfläche, innerhalb der keine Fläche mit hohem Radonpotential liegt, wird der Flächenanteil der Siedlungsflächen mit einem hohen Radonpotential auf 73,5 % verdünnt und liegt damit knapp unter dem Kriterium ≥ 75 %. Die Gemeinde würde somit nicht als Gebiet mit erhöhtem Radonpotential ausgewiesen.

Betrachtet man die Gesamtgemeindefläche (unterer Teil in Abb. 10-2) so gibt es außerhalb der Siedlungsflächen zwei weitere, aber kleine Areale mit hohem Radonpotential. Insgesamt beträgt der Flächenanteil der Gebiete mit hohem Radonpotential nur 23,6 % bei einem Anteil von 73,5 % an den Siedlungsflächen.

Auch auf Grundlage der Gesamtgemeindefläche von Bendorf wäre somit eine Ausweisung als Gebiet mit erhöhtem Radonpotential nicht erforderlich.

Methodik der Radonpotentialbestimmung - Beispiel 2

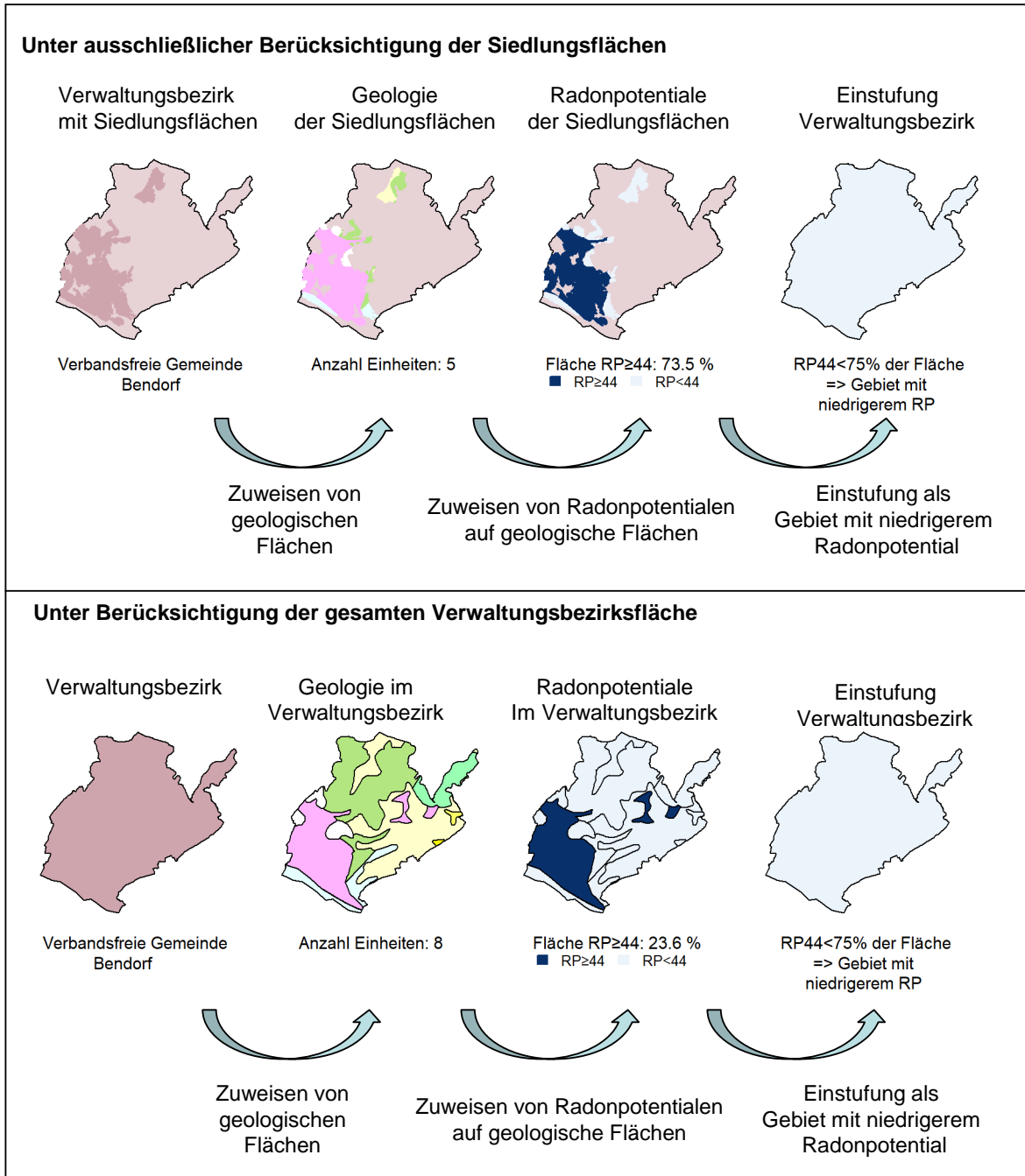


Abbildung 10-2 Bewertung für die Verbandsfreie Gemeinde Bendorf.

Methodik der Radonpotentialbestimmung - Beispiel 3

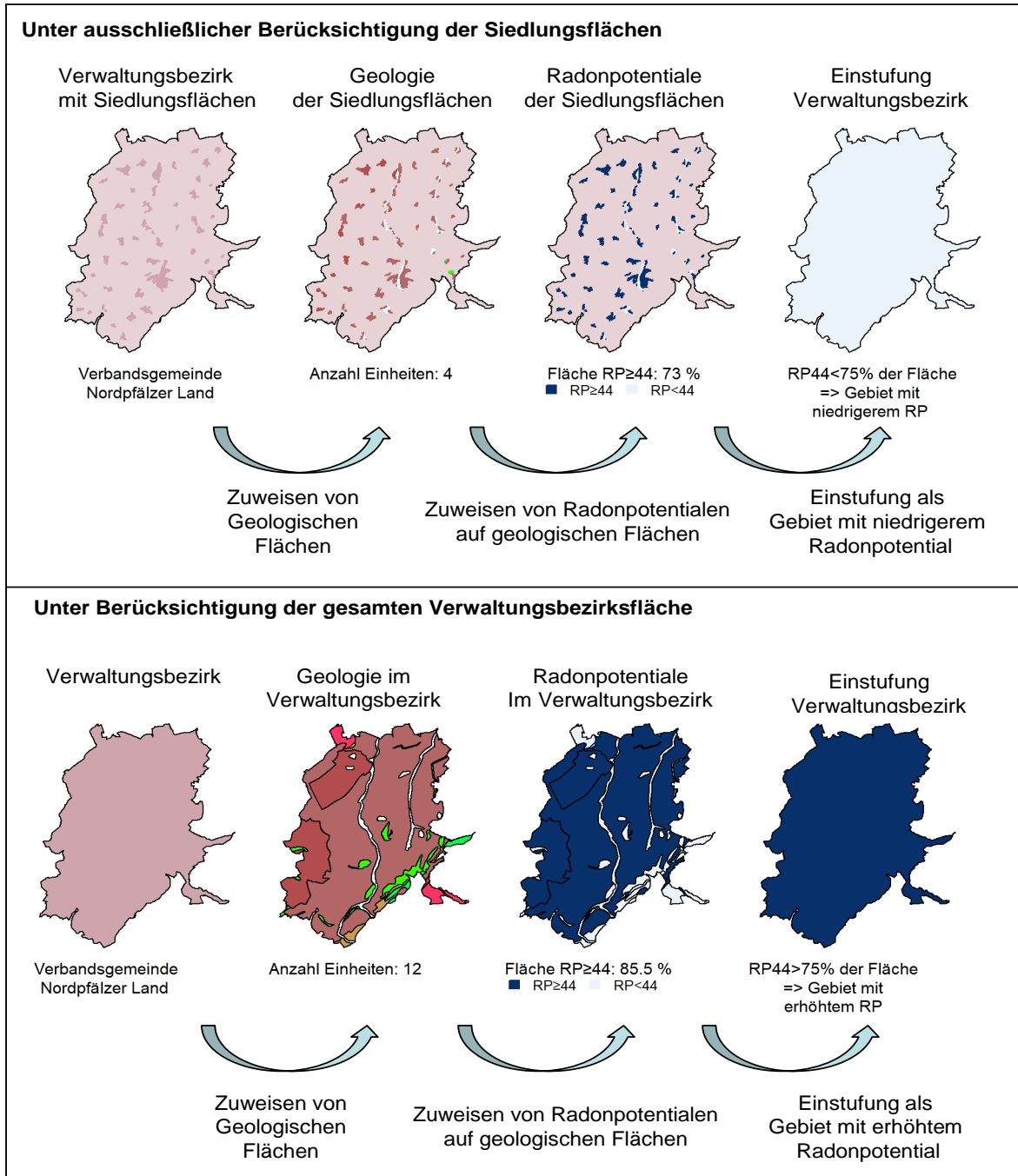


Abbildung 10-3 Bewertung für die Verbandsgemeinde Nordpfälzer Land.

Methodik der Radonpotentialbestimmung - Beispiel 4

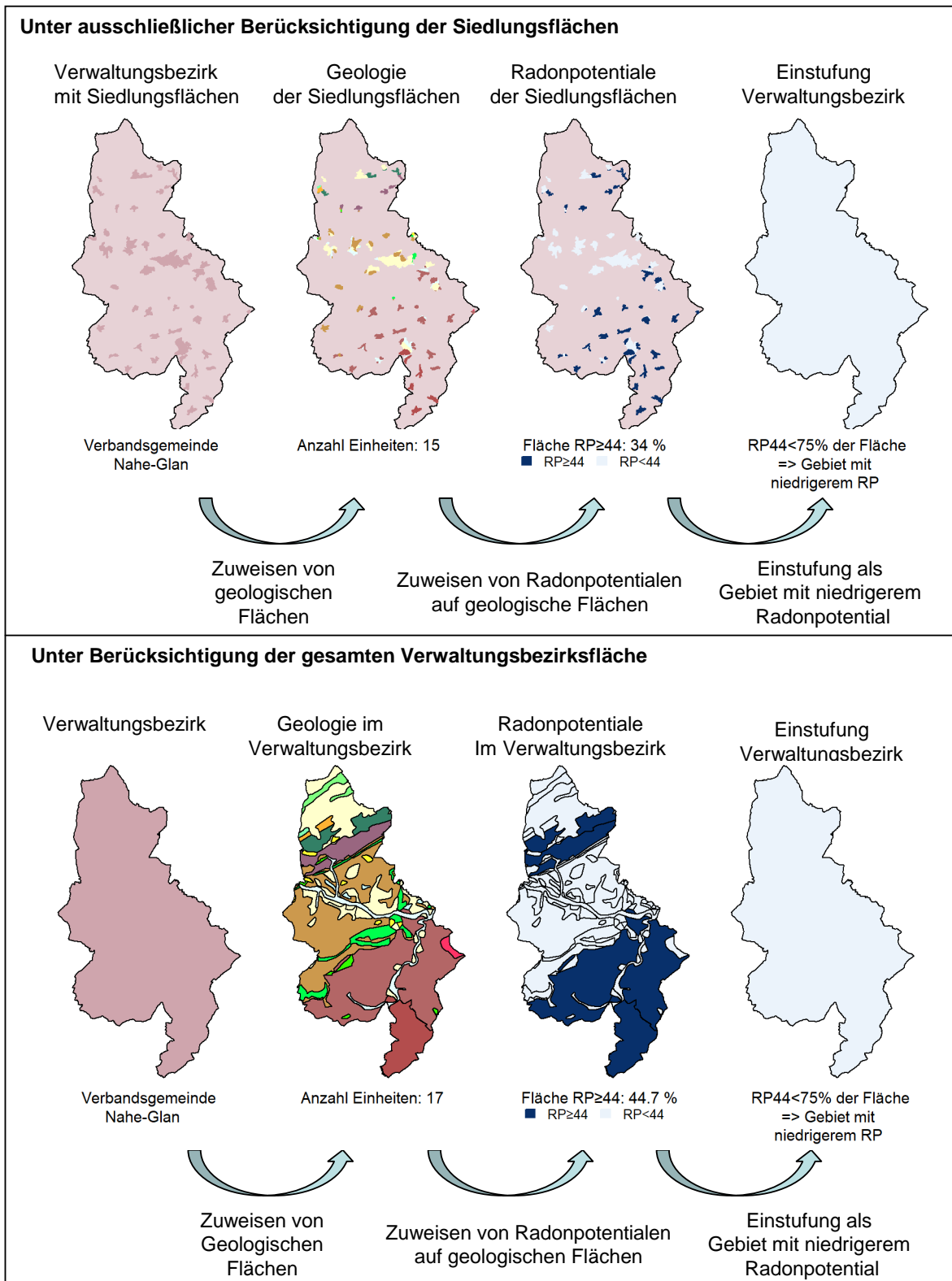


Abbildung 10-4 Bewertung für die Verbandsgemeinde Nahe-Glan.

Das Beispiel 3 (Abb. 10-3) betrachtet die Verbandsgemeinde Nordpfälzer Land. Die Geologie ist hinsichtlich seines Radonpotentials relativ einheitlich – hohe Radonpotentiale in und über dem weitaus größten Teil der Festgesteine und Radonpotentiale <44 in den Talfüllungen der Fluss- und Bachläufe und in kleineren nicht besiedelten Vulkanitvorkommen. In allen Siedlungen außerhalb der Tallagen wird der jeweiligen Siedlung flächendeckend ein hohes Radonpotential zugewiesen. Da ein Teil der Siedlungen entlang der Bachläufe liegt, wird auch einem Teil der Siedlungsfläche ein entsprechend niedrigeres Radonpotential zugewiesen, obwohl die Talauen häufig nicht besiedelt sind, sondern nur von Siedlungsraum umschlossen sind. Die Auswertung der Siedlungsflächen innerhalb der Verbandsgemeinde ergibt einen Flächenanteil der Siedlungsflächen mit hohem Radonpotential von nur 73 % an der Gesamtsiedlungsfläche. Die Verbandsgemeinde wird somit auf Grundlage der derzeitigen Siedlungsflächen und aufgrund der kleinmaßstäbigen Kartengrundlage nicht zu einem Gebiet mit erhöhtem Radonpotential. Führt man diese Bewertung auf Grundlage der Gesamtgemeindefläche durch wird die Verbandsgemeinde jedoch zu einem Gebiet mit erhöhtem Radonpotential, weil die geologischen Flächen mit einem nicht hohen Radonpotential weniger als 15 % der Gesamtfläche einnehmen.

Im letzten Beispiel (Abb. 10-4) erfolgt die Betrachtung der Verbandsgemeinde Nahe-Glan, ein Gebiet mit diverser Geologie, die auch hinsichtlich des Radonpotentials gegliedert ist. Die Gemeinden (Siedlungsflächen) im Südteil und Nordteil liegen nahezu vollständig in Gebieten mit hohem Radonpotential oder große Teile der jeweiligen Siedlungsflächen werden davon eingenommen, während die größeren Siedlungsflächen im zentralen Teil überwiegend über Gesteinsschichten mit Radonpotentialen <44 liegen. Sowohl auf Grundlage der Siedlungsflächen (34 % mit $RP \geq 44$) als auch der Gesamtfläche (44,7 % mit $RP \geq 44$) der Verbandsgemeinde erfolgt die Einstufung der Verbandsgemeinde als Gebiet mit niedrigerem Radonpotential.

In diesem Kapitel wurde eine innovative quantitative Methode der Quantifizierung des Radonpotentials von administrativen Einheiten an vier Beispielen erläutert. Je nachdem ob nur die tatsächliche Siedlungsfläche einer administrativen Einheit oder ob die Gesamtfläche inklusive der unbesiedelten Flächen berücksichtigt wird, ergeben sich für die gleiche administrative Einheit z.T. unterschiedliche Bewertungen. Vor allem innerhalb

von Verwaltungseinheiten mit diverser Geologie oder mit Siedlungsflächen auf unterschiedlichem geologischem Untergrund mit unterschiedlichem Radonpotential können sich so sehr unterschiedliche Bewertungen für die gleiche Verwaltungseinheit ergeben.

Diese Ergebnisse zeigen, dass hier Klärungsbedarf hinsichtlich des anzuwendenden Klassifikationsverfahrens seitens des Gesetzgebers besteht.

11 Klassifikation der Verwaltungseinheiten auf Grundlage der Radonpotentialkarte 1:300.000

Eine wie in den vier Beispielen beschriebene statistische Betrachtung und Radonpotentialabschätzung wurde für alle Verwaltungseinheiten durchgeführt. In Tabelle 11-1 sind die Ergebnisse für die Verwaltungseinheiten nach den in den Radonpotentialkarten verwendeten drei höchsten Schwellwerten (Abb. 9-5 ff) gestuft dargestellt.

Tabelle 11-1: Anzahl betroffener Verwaltungseinheiten und Siedlungsflächen bei Anwendung unterschiedlicher Schwellwerte auf die jeweilige Gesamtfläche bzw. Siedlungsfläche.

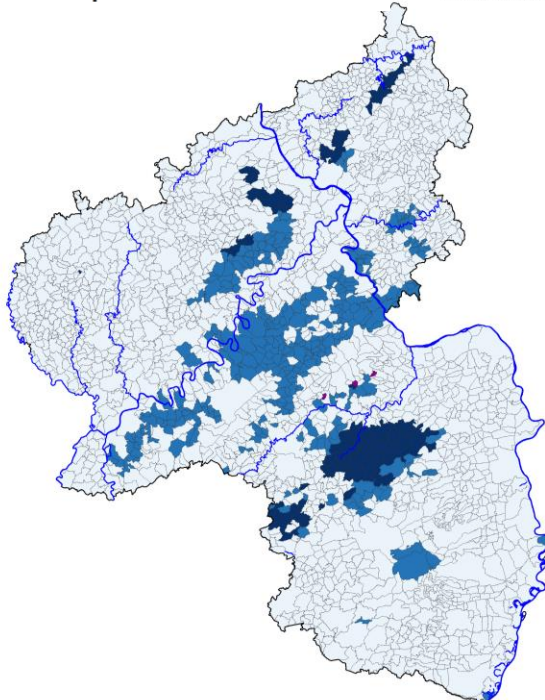
Flächeneinheit	Gesamtanzahl (VG, Gem. Siedl.)	Anzahl RP >= 38 auf >75 % der Fläche	Anzahl RP >= 44 auf >75 % der Fläche	Anzahl RP >= 56 auf >75 % der Fläche
Siedlungsflächen	3605	744 (20,6)	257 (7,1 %)	17 (0,47 %)
Landkreise	36	0	0	0
(nach Gesamtfläche)		0	0	0
(nach Siedlungsfläche)				
Verbandsgemeinden	170			
Verbandsfr. Städte		4	2	0
(nach Gesamtfläche)		9	1	0
(nach Siedlungsfläche)				
Gemeinden	2302			
(nach Gesamtfläche)		458 (19,9 %)	141 (6,1 %)	3 (0,13 %)
(nach Siedlungsfläche)		479 (20,8 %)	152 (6,6%)	12 (0,52%)

11.1 Landkreise

Aufgrund der Größe der Verwaltungseinheit und damit einhergehender geologischer Vielfalt bzw. unterschiedlichster im Verwaltungsbezirk vorkommender Radonpotentiale ist keiner der 36 Landkreise als Gebiet mit erhöhtem oder hohem Radonpotential zu klassifizieren (Tab. 11-1).

Radonpotential der Gemeinden

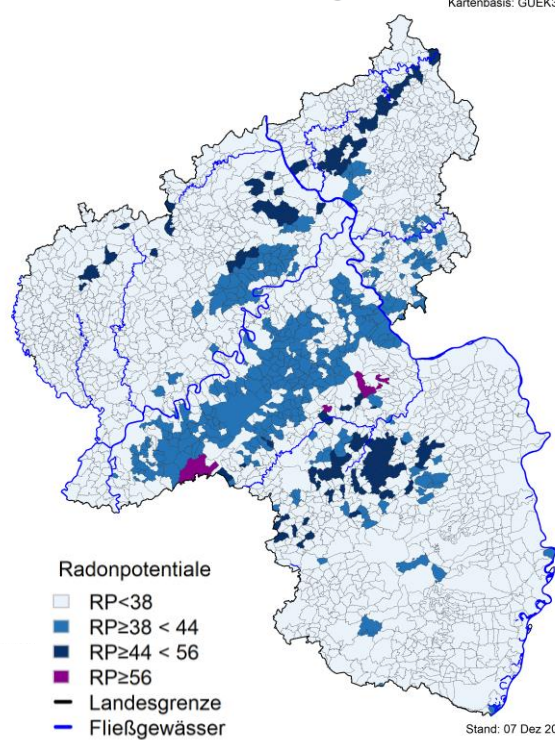
- ohne Witterungskorrektur -
Kartenbasis: GUEK300



Stand: 07 Dez 2020

RP Gemeinden Siedlungen

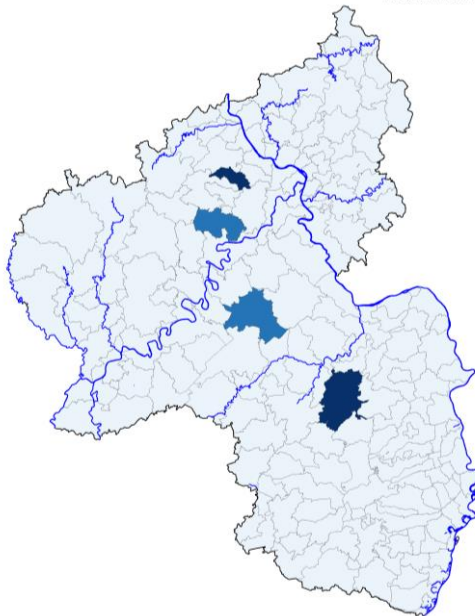
- ohne Witterungskorrektur -
Kartenbasis: GUEK300



Stand: 07 Dez 2020

Radonpotential der Verbandsgemeinden

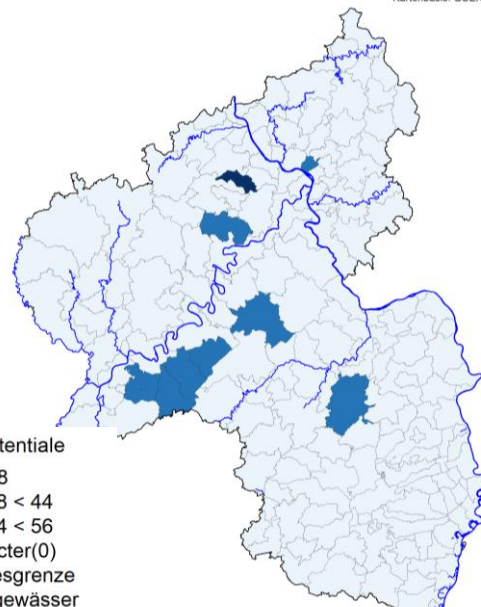
- ohne Witterungskorrektur -
Kartenbasis: GUEK300



Stand: 07 Dez 2020

RP Verbandsgemeinden Siedlungen

- ohne Witterungskorrektur -
Kartenbasis: GUEK300



Stand: 07 Dez 2020

Abbildung 11-1 Radonpotential für Gemeinden und Verbandsgemeinden beruhend auf der jeweiligen Gesamtfläche und der tatsächlichen Siedlungsfläche (Stand 07.12.2020).

11.2 Verbandsgemeinden und Verbandsfreie Städte/Gemeinden

Von den 170 Verbandsgemeinden und Verbandsfreien Städten werden über ihre Gesamtfläche vier mit einem erhöhten, davon zwei mit einem hohen Radonpotential eingestuft. Klassifiziert man die Verbandsgemeinden nur über Ihre Siedlungsflächen, dann erscheinen vier weitere Verbandsgemeinden über dem Schwellwert $RP \geq 38$, aber die Verbandsgemeinde Nordpfälzer Land, die zuvor als Gebiet mit erhöhtem Radonpotential ($RP \geq 44$) eingestuft war, wird nun der nächsttieferen Radonpotentialklasse zugeordnet. Nur Mendig verbleibt dann in der Gebietsklasse mit erhöhtem Radonpotential (Abb. 11-1, unten links).

11.3 Gemeinden

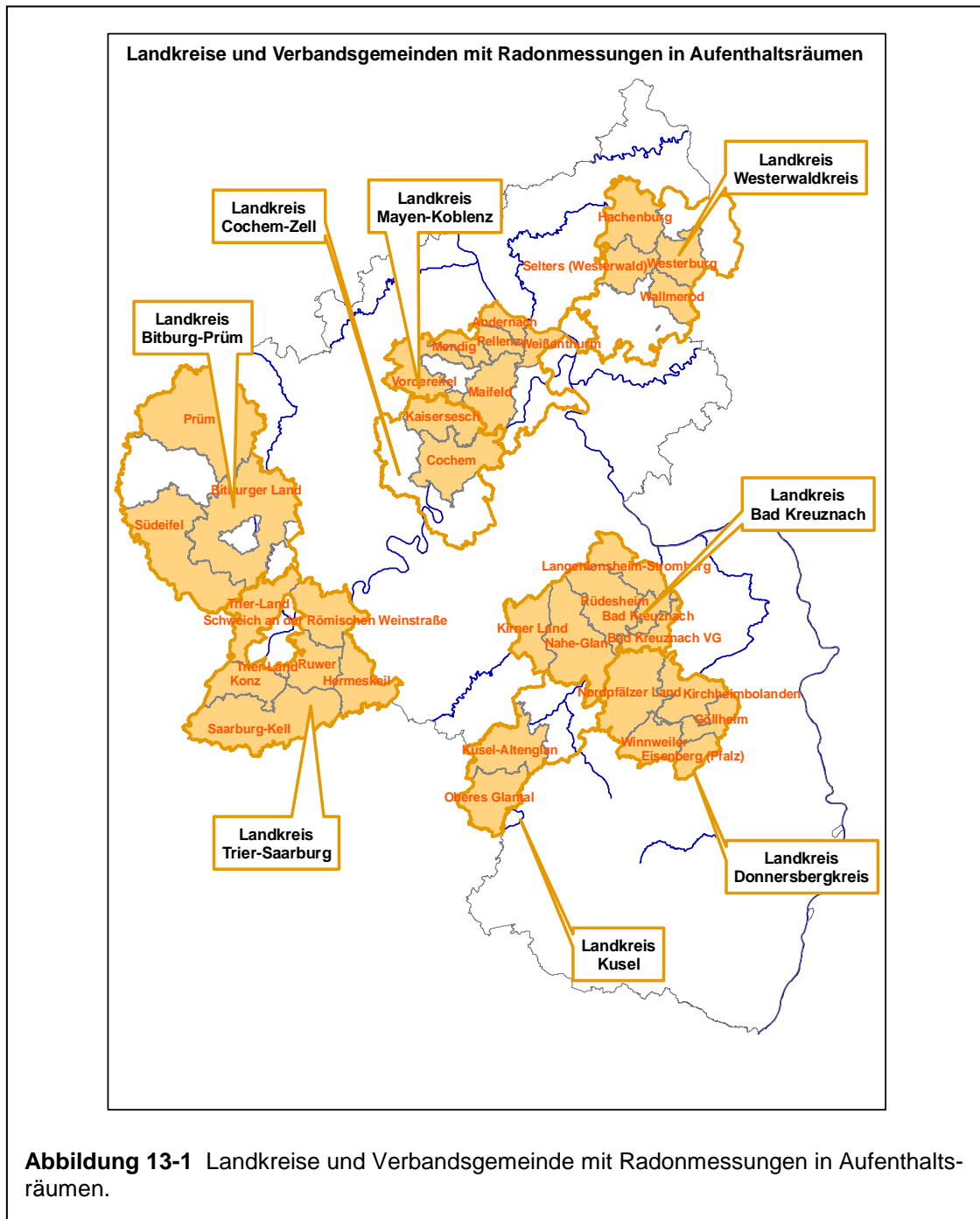
Mit Verkleinerung der Verwaltungseinheit ergibt sich erwartungsgemäß ein differenzierteres Bild, weil sich die Skalen von Verwaltungsbezirksgrößen an die kleineren geologischen Einheiten mit hohem Radonpotential zunehmend annähern.

Von den 2302 Gemeinden in Rheinland-Pfalz haben bei Betrachtung der Gesamtfläche 458 Gemeinden (19,9 %) ein leicht erhöhtes Radonpotential von ≥ 38 , 141 Gemeinden (6,1 %) haben ein erhöhtes Radonpotential ($RP \geq 44$) und drei sogar ein hohes Radonpotential ($RP \geq 56$). Letztere liegen östlich des Naheknies im Hunsrück-Südrand (Abb. 11-1, oben links). Die Gemeinden mit erhöhtem Radonpotential liegen im Saar-Nahe-Bergland und entlang der Siegen-Hauptüberschiebung im Westerwald und in der Eifel sowie im Osteifelvulkanfeld.

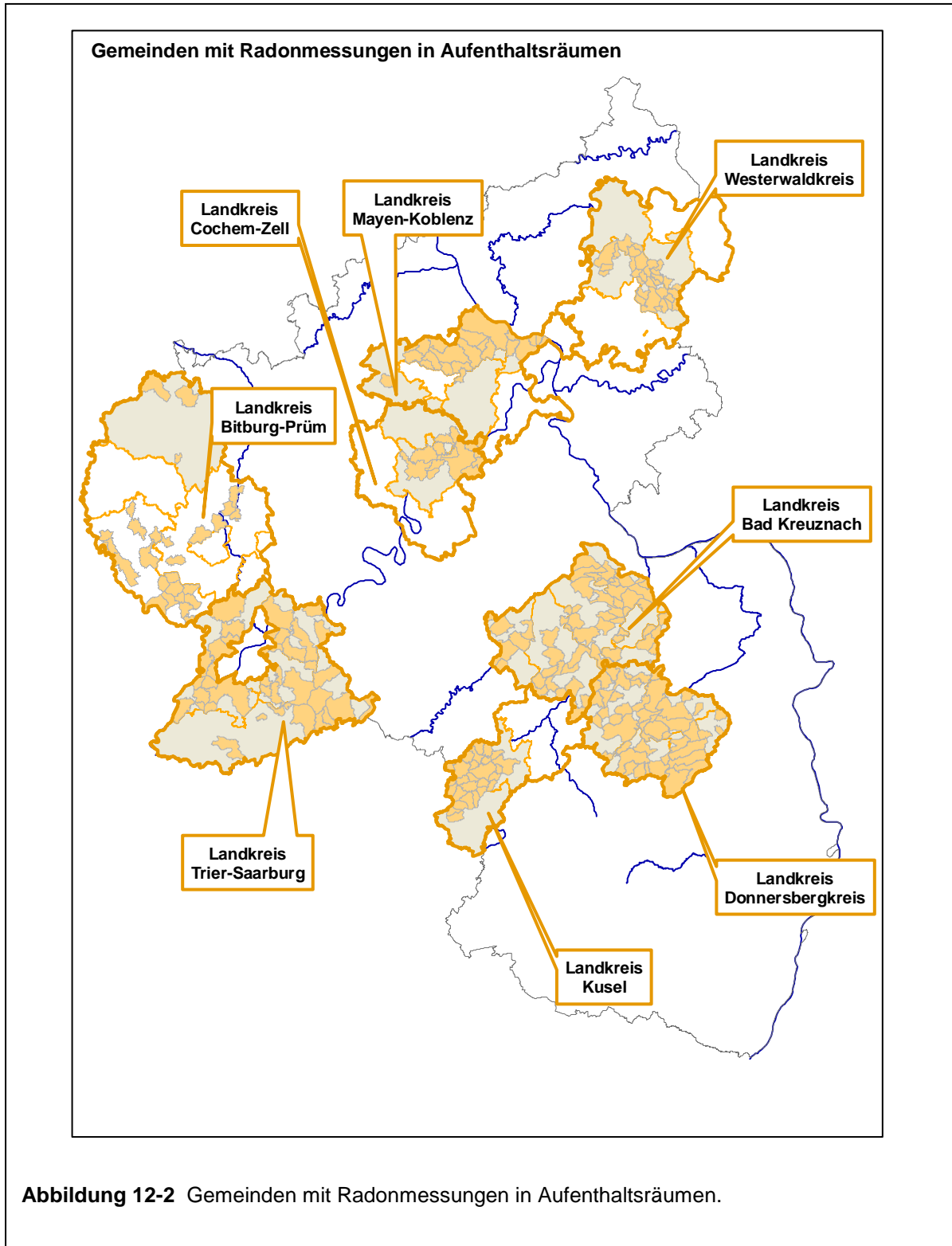
Berechnet man das Radonpotential für die Gemeinden nur auf den tatsächlichen Siedlungsflächen (Abb. 11-1, oben rechts), so verdichtet sich die Zone von Gemeinden mit erhöhtem Radonpotential im Westerwald entlang der Siegener Hauptüberschiebung. In der Osteifel sind zwei Gemeinden zusätzlich betroffen sowie mehrere Gemeinden in der Nordosteifel. Im Saar-Nahe-Bergland zwischen Kirchheimbolanden und Kusel dagegen löst sich eine geschlossene Fläche (Abb. 11-1 oben links) in kleinere Einzelflächen auf. Gemeinden mit hohem Radonpotential finden sich weiterhin nur unmittelbar nördlich der Hunsrück-Südrand-Störung. Insgesamt erhöht sich die Anzahl der Gemeinden mit einem Radonpotential ≥ 44 von 141 auf 152 Gemeinden und die Anzahl der Ortsgemeinden mit einem $RP \geq 56$ von auf drei auf neun Gemeinden (Tab. 11.1).

12. Radonpotentialprognosen und in Häusern gemessene Raumlufkonzentrationen

In Rheinland-Pfalz wurde durch Messprogramme in 1352 Häusern mit Aufenthaltsräumen die Radonkonzentration gemessen. Die Messungen wurden zwischen 2001 und 2012 durchgeführt. Die Ergebnisse der Radon-Raumlufkonzentrationsmessungen sind in Tabelle 12-1 zusammengefasst.



Nur für acht der 36 Landkreise liegen Messungen vor. Da die Teilnahme an den Messungen freiwillig war, wurden innerhalb der Landkreise nicht alle Verbandsgemeinden (Abb. 12-1) und innerhalb der untersuchten Verbandsgemeinden wiederum nicht alle Gemeinden (Abb. 12-2) untersucht.



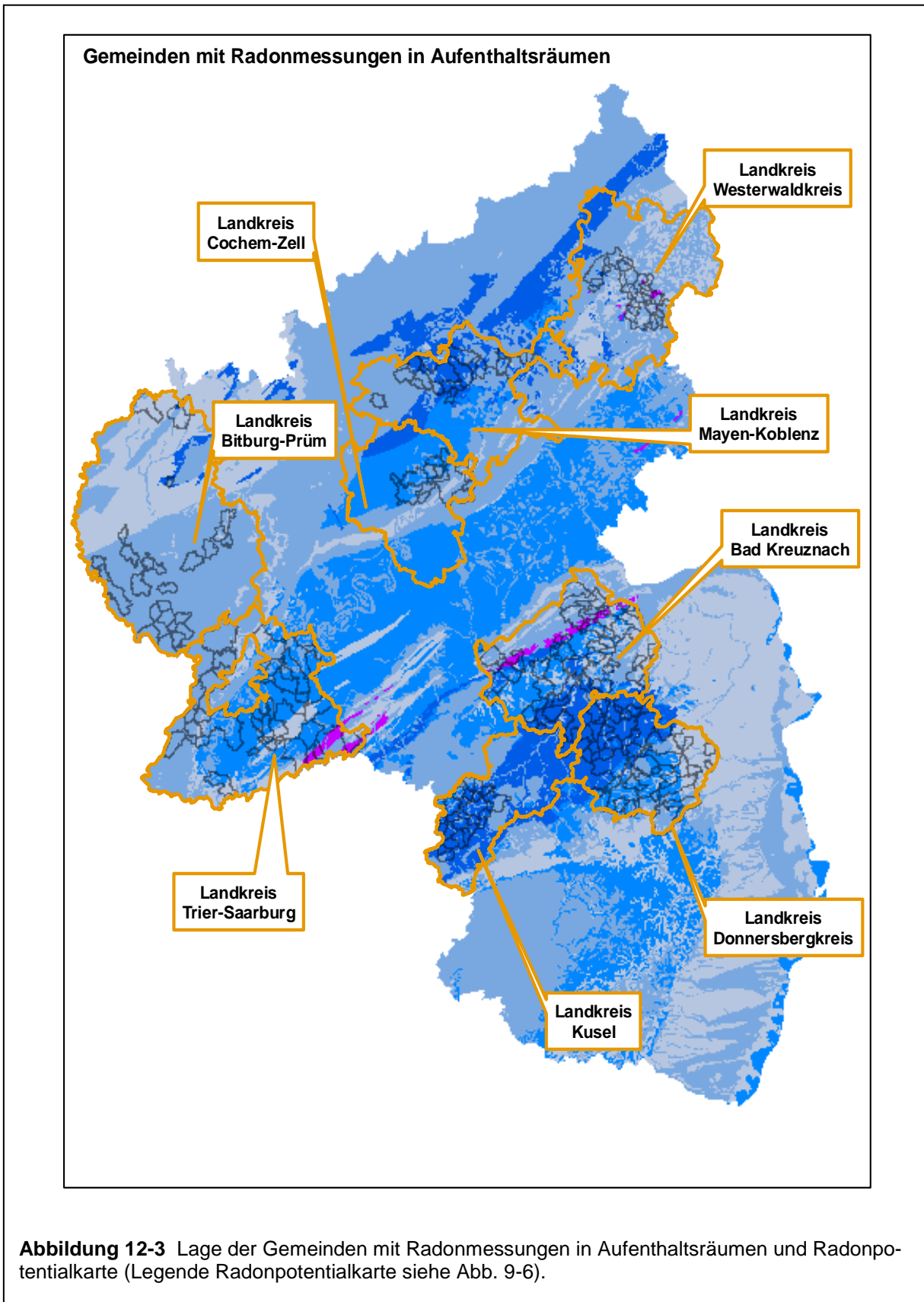


Tabelle 12-1 Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen nach Landkreisen geordnet.

Aufenthaltsräume	Anzahl Häuser	>200 - 300 Bq/m ³	> 300 Bq/m ³	Medianwert Bq/m ³	75. Perzentil Bq/m ³	Maximalwert Bq/m ³
LK Bad Kreuznach	192	7,8 %	5,7 %	61	114	13.568
Stadt KH	64	12,5 %	6,3 %	68	145	13.568
VG KH Land	19	5,3 %	5,3 %	59	99	487
VG Kirner Land	20	0,0 %	0,0 %	53	80	178
VG Nahe-Glan	33	6,1 %	9,1 %	74	140	9.406
VG Rüdesheim	34	8,2 %	5,9 %	57	117	740
VG Stromb.-Langenl.	22	4,6 %	4,6 %	48	83	1.069
LK Bitburg-Prüm	194	3,1 %	5,7 %	60	90	1.055
VG Bitburger Land	116	3,5 %	5,2 %	58	85	1.055
VG Prüm	16	0,0 %	12,5 %	78	112	361
VG Südeifel	62	3,2 %	4,8 %	61	91	752
LK Cochem-Zell	51	2,0 %	2,0 %	79	111	331
VG Cochem	43	2,3 %	2,3 %	82	103	331
VG Kaisersesch	8	(0,0 %)	(0,0 %)	(62)	(124)	132
LK Donnersberg	136	8,2 %	1,5 %	62	123	557
VG Eisenberg	20	5,0 %	0,0 %	37	59	231
VG Göllheim	9	(22,2 %)	(0,0 %)	(80)	(162)	(251)
VG Kirchheimbolanden	24	0,0 %	0,0 %	64	90	175
VG Nordpfälzer Land	49	12,2 %	4,1 %	71	162	557
VG Winnweiler	32	6,3 %	0,0 %	50	86	275
LK Kusel	89	6,7 %	6,7 %	85	139	1.050
VG Kusel-Altenglan	69	5,8 %	8,7 %	83	134	256
VG Oberes Glantal	20	10,0 %	0,0 %	90	139	1.050
LK Mayen-Koblenz	213	7,0 %	6,1 %	72	121	2.319
Stadt Andernach	33	3,0 %	3,0 %	68	101	323
VG Maifeld	3	(0,0 %)	(0,0 %)	(70)	(111)	(493)
VG Mendig	34	11,8 %	8,8 %	92	170	2.319
VG Pellenz	29	10,3 %	3,5 %	70	111	493
VG Vordereifel	47	8,5 %	4,3 %	63	110	536
VG Weissenthurm	67	4,5 %	9,0 %	78	120	1.095
LK Trier-Saarburg	390	4,9 %	1,5 %	47	73	466
VG Hermeskeil	74	5,4 %	2,7 %	57	88	448
VG Konz	67	0,0 %	1,5 %	44	60	426
VG Ruwer	45	6,7 %	2,2 %	47	100	368
VG Saarburg-Kell	25	16,0 %	4,0 %	44	93	466
VG Schweich	98	3,1 %	1,0 %	45	62	396
VG Trier-Land	81	6,2 %	0,0 %	47	74	279
LK Westerwaldkreis	88	8,0 %	1,1 %	60	117	352
VG Hachenburg	18	5,6 %	0,0 %	47	79	201
VG Selters	10	10,0 %	0,0 %	61	100	352
VG Wallmerod	35	11,4 %	2,9 %	73	154	204
VG Westerburg	25	4,0 %	0,0 %	59	99	277
Summe	1352	4,0 %	4,0 %	60	101	13.568

Die nicht homogene Datengrundlage für die Beurteilung von Verbandsgemeinden belegt auch Abbildung 12-3.

In der VG Prüm wird in 12,5 % der Aufenthaltsräume die Radonkonzentrationen von 300 Bq/m³ überschritten. Diese Statistik beruht aber auf nur 16 Aufenthaltsräumen in drei Gemeinden.

Die Verbandsgemeinde Mendig liegt innerhalb einer geologischen Zone mit einem Radonpotential $RP > 44$. Die 10 % - Marke wird in dieser Verbandsgemeinde, mit 8,6 % der Aufenthaltsräume mit Radonkonzentrationen höher als 300 Bq/m³, dennoch nicht überschritten. Für andere Gemeinden in der gleichen geologischen Zone oder in sich nördlich anschließenden Zonen mit hohem Radonpotential liegen noch keine Innenraummessungen vor, sodass eine Überprüfung des Schwellwertes $RP > 44$ nicht möglich ist.

In der südlichen Landeshälfte liegen die Verbandsgemeinden mit den prozentual meisten Aufenthaltsräumen mit hohen Radonkonzentrationen ebenfalls teilweise über Gesteinen mit einem $RP > 44$, aber andere Gemeinden mit ähnlich hohem Radonpotential weisen geringere Überschreitungsraten auf.

Eine repräsentative Abschätzung der Überschreitungswahrscheinlichkeit des Referenzwertes in Aufenthaltsräumen anhand von Raumlufmessungen ist deshalb bei der bestehenden Datenlage noch nicht möglich.

Aus den gleichen Gründen ist auch eine Überprüfung der Schwellwerte, vor allem des vom BfS vorläufig vorgeschlagenen Schwellwertes von $RP > 44$ nicht möglich.

13. Referenzen

- Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz – Online-Dienst der Dienstleistungszentren Ländlicher Raum. Wetterdaten zu 150 Wetterstationen. www.wetter.rlp.de
- Arvela, H., O. Holmgren, and P. Hänninen (2016): Effect of soil moisture on seasonal variation in indoor radon concentration: Modelling and measurements in 326 Finnish houses, *Radiation Protection Dosimetry* **168**, No. 2, 277–290.
- Bundesamt f. Strahlenschutz BfS (2003): Radonkarte Deutschland, www.bfs.de/de/ion/radon/radon_boden/radonkarte.html
- Bundesamt f. Strahlenschutz BfS (2020): Radonpotentialkarte Deutschland, www.bfs.de/de/themen/ion/umwelt/radon/karten/boden.html
- Bundesministerium der Justiz und Verbraucherschutz - Bundesamt für Justiz: Strahlenschutzgesetz StrlSchG §121 - www.gesetze-im-internet.de/strlschg/_121.html.
- Bodenkundliche Kartieranleitung KA5 (2005) der AD-HOC-Arbeitsgruppe Boden der staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg). Hannover 2005, 438 S..
- Deutsches Institut für Normung - DIN ISO 11665-11 (2018): Normentwurf-zurückgezogen: Ermittlung der Radioaktivität in der Umwelt – Luft: Radon-222-Teil 11
- Deutsches Institut für Normung - DIN ISO 17892-1 (2015): Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Laborversuche an Bodenproben – Teil1: Bestimmung des Wassergehaltes.
- Deutsches Institut für Normung - DIN ISO 17892-4 (2014): Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Laborversuche an Bodenproben – Teil4: Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- Dyck W., I.R. Jonasson, and R.F. Liard (1976): Uranium prospecting with 222Rn in frozen terrain. *Journal of Geochemical Exploration* **5**, 115-127.
- Grasty R.L. (1994): Summer outdoor radon variations in Canada and their relation to soil moisture. *Health Phys.* **66**, 185-193.
- Greenman, D.J. and A.W. Rose (1996): Factors controlling the emanation of radon and thoron in soils of the eastern U.S.A., *Chemical Geology* **129**, 1-14.
- Haneke J., C-W Gäde, und V. Lorenz (1979): Zur stratigraphischen Stellung der rhyolitischen Tuffe im Oberrotliegenden des Saar-Nahe-Gebietes und der Urangehalt

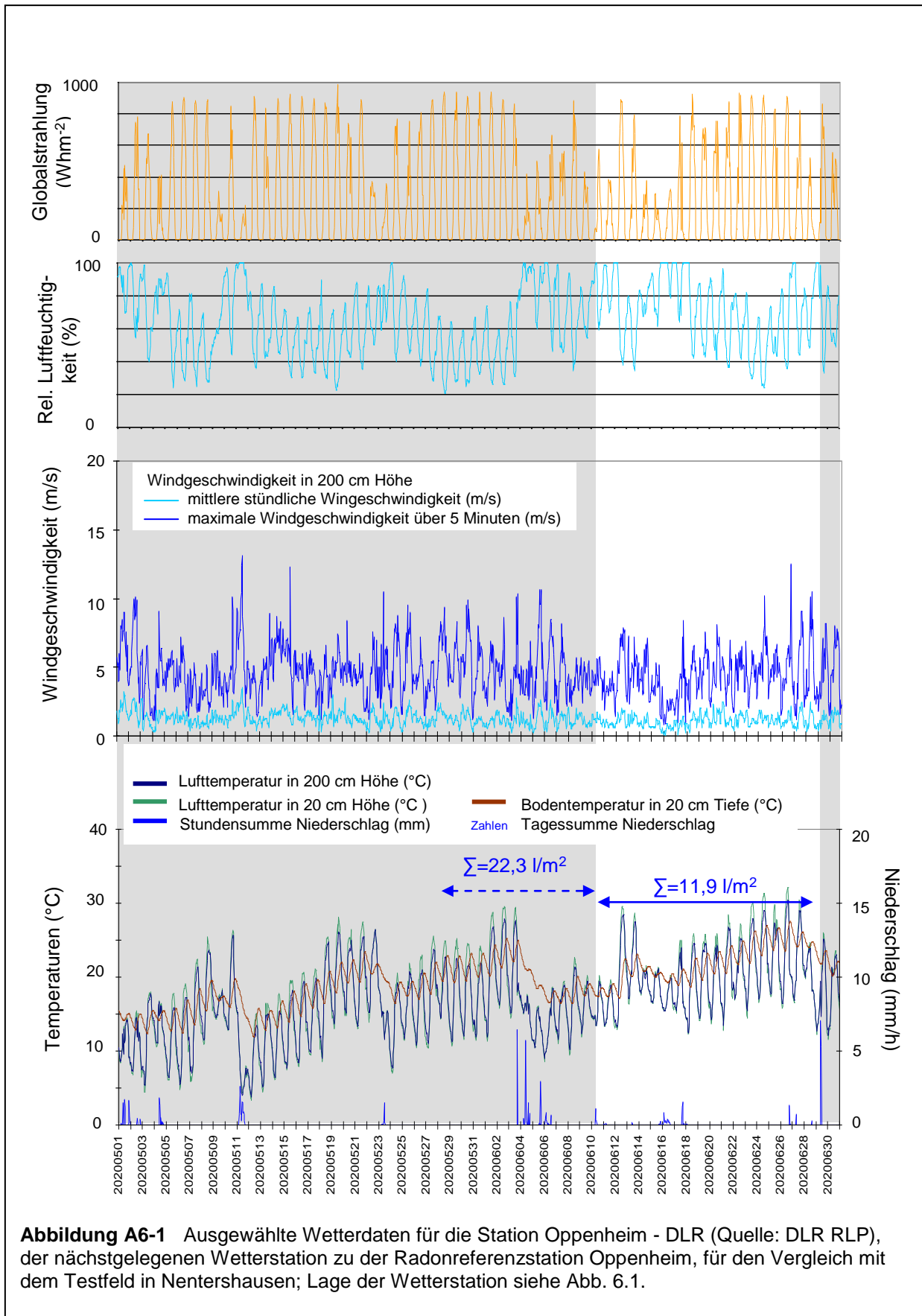
des Kohlen-Tuff-Horizontes an der Kornkiste bei Schallodenbach/Pfalz. Z. dt. geol. Ges. **130**, 535-560.

- Haneke J. (1998): In die Erde geschaut: Ergebnisse von sechs geologischen Forschungsbohrungen im Rotliegend des Donnersberg. In: Haneke, J & K. Kremb (Hrsg.): 280 Millionen Jahre Erdgeschichte: Geowissenschaftliche Forschungen im Donnersbergkreis, Schr. D. Kreisvolkshochschule Donnersbergkreis, H2, 7-24.
- Kuntze, H, G. Roeschmann, und G. Schwerdtfeger, 1994: Bodenkunde, 5. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 424 S.
- IAEA, *Technical Reports Serie* No. **474** (2013): Measurement and Calculation of Radon Releases from NORM, Residues Y. Ishimori, K. Lange, P. Martin, Y.S. Mayya, M. Phaneuf, Wien 2013.
- Ioannides, K., K. Papachristodoulou, D. Karamanis, S. Pavlides, A. Chatzipetros, and E. Karakala (2003): Soil gas radon: a tool for exploring active fault zones. *Applied Radiation and Isotopes* **59**, 205-213.
- Kemski J. (1993): Radonmessungen in der Bodenluft zur Lokalisierung von Störungen im Neuwieder Becken (Mittelrhein). – *Bonner Geowiss. Schr.* **8**, 144S.
- Kemski J., R. Klingel, R. Stegemann und A. Siehl (1996) Das geogene Radonpotenzial. In: Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität, S. 179-222, Ernst & Sohn.
- Kemski, J., A. Siehl, R. Stegemann, and M. Valdivia-Manchego (2001): Mapping the geogenic Radon potential in Germany. *Science Total Environment* **272**, 217-230.
- Kemski, J, R. Klingel, A. Siehl, M. Neznal, and M. Matolin (2012): Erarbeitung fachlicher Grundlagen zur Beurteilung unterschiedlicher Messmethoden zur Bestimmung der Radonbodenluftkonzentration – Vorhaben 3609S10003: Bd. 2, Sachstandsbericht „Radonmessungen in der Bodenluft-Einflussfaktoren, Messverfahren, Bewertung“. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), BfS-RESFOR-63/12-Bd. 2.
- Khayrat A.H., M.A. Oliver, and S.A. Durrani (2001): The effect of soil particle size on soil radon concentration. *Radiation Measurements* **34**, 365-371.
- Landesamt für Geologie und Bergbau, Unveröffentlichte Archiv-Daten beim Staatlichen Geologischen Dienst von Rheinland-Pfalz.
- Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2005): Geologie von Rheinland-Pfalz, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 2005, 400 S.

- Maeng, S. , S.Y. Han, and S. H. Lee (2019): Analysis of radon depth profile in soil air after a rainfall by using diffusion model, *Nuclear Engineering and Technology* **51**, 2013-2017.
- Menetrez M.Y., R.B. Mosley, R. Snoddy, and S.A. Brubaker Jr. (1996): Evaluation of radon emanation from soil with varying moisture content in a soil chamber. *Environmental International* **22**, Suppl. 1, 447-453.
- Merolla P., D. Mose, and G. Mushrush (2004): Changes in water table and soil radon emanation. *Environmental Forensics* **5**, 135-141.
- Morse R.H. (1981): Comparison of Geochemical prospecting methods using radium with those using radon and uranium. *Journal of Geochemical Exploration*, Special Volume **11**, 215-230.
- Nazaroff W.W. (1992): Radon transport from soil to air. *Rev. Geophys.* **30**, 137-160.
- Neznal M. & M. Neznal (2005): Permeability as an important parameter for radon risk classification of foundation soils. *Ann. of Geophysics*, Vol. **48**, N. 1, 175-180.
- Porstendörfer, J. (1994): Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in air. *J. Aerosol Sci* **25** (2), 219-263
- Rein B. (2006): Radonprognosekarte Rheinland-Pfalz des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, Bericht zum 1. Projektschritt 2005-2006, LGB RLP Mainz, 50 S.
- Rein B. (2008): Radonprognosekarte Rheinland-Pfalz des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, 2. Projektschritt: Entwicklung einer zeitintegrativen Messmethode zur Bestimmung von Radonaktivitätskonzentrationen in der Bodenluft und Bestimmung des Radonpotentials in ausgewählten Gebieten mit der entwickelten Methode. LGB RLP Mainz, 170 S.
- Rein B. (2013): Radonprognosekarte Rheinland-Pfalz des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz : Bericht zur Radonpotenzialkarte – Rheinland-Pfälzisches Saar-Nahe-Bergland, Oppenheim/Mainz 127 S.
- Rose A.R., E.J. Ciolkosz, and J.W. Washington (1990): Effects of regional and seasonal variations in soil moisture and temperature on soil gas transport. In: *Proceedings of the Int. Symp. On Radon and Radon Reduction Technology*: Volume III. Preprints. EPA/600/9-90/005c. Atlanta, GA, USA, 19-23 February 1990.
- Schumann R.R., und L.C.S. Gundersen (1996): Geologic and climatic controls on the radon emanation coefficient. *Environment International* **22**, Suppl. 1, 439-446.

- Singh S., D.K. Sharma, S. Dhar, and S.S. Randhawa (2006): Geological significance of soil gas radon: A case study or Nurpur area, district Kangra, Himachal Pradesh, India. *Radiation Measurements* **41**, 482-485.
- UmweltForschungsZentrum Halle (UFZ Halle) (2020): Dürremonitor Deutschland, www.ufz.de/index.php?de=37937.
- YANG T.F, C.Y. CHOU, C.H. CHEN, L.L. CHYI, AND J.H. JIANG (2003): Exhalation of radon and its carrier gases in SW Taiwan. *Radiation Measurements* **36**, 425-429.
- Zhou, P, and B. Gu (2005): Extraction of oxidized and reduced forms of uranium from contaminated soils: effects of carbonate concentration and pH. *Environ. Sci. Technol.* **39**, 4435-4440.

Anhang



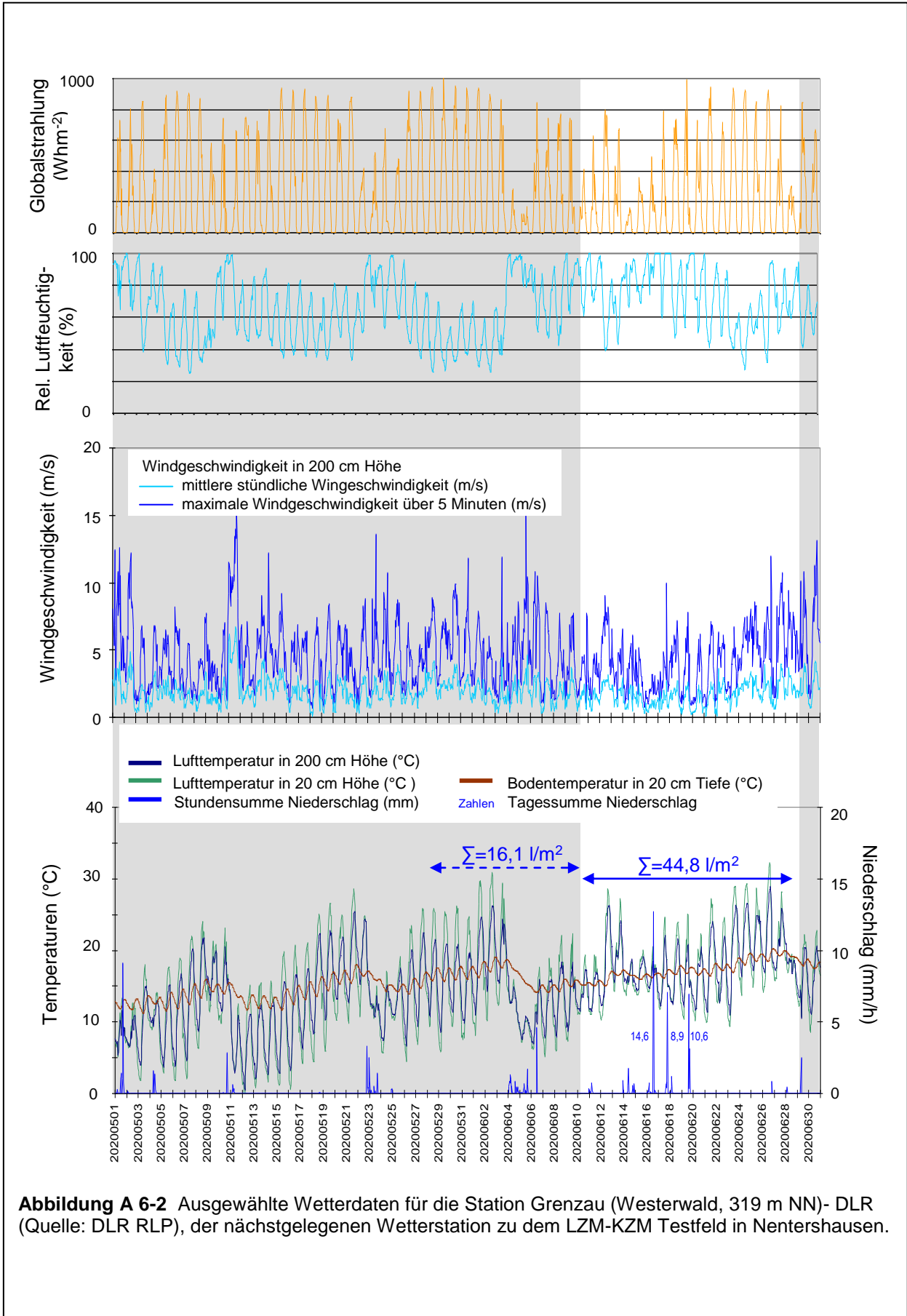


Abbildung A 6-2 Ausgewählte Wetterdaten für die Station Grenzau (Westerwald, 319 m NN)- DLR (Quelle: DLR RLP), der nächstgelegenen Wetterstation zu dem LZM-KZM Testfeld in Nentershausen.

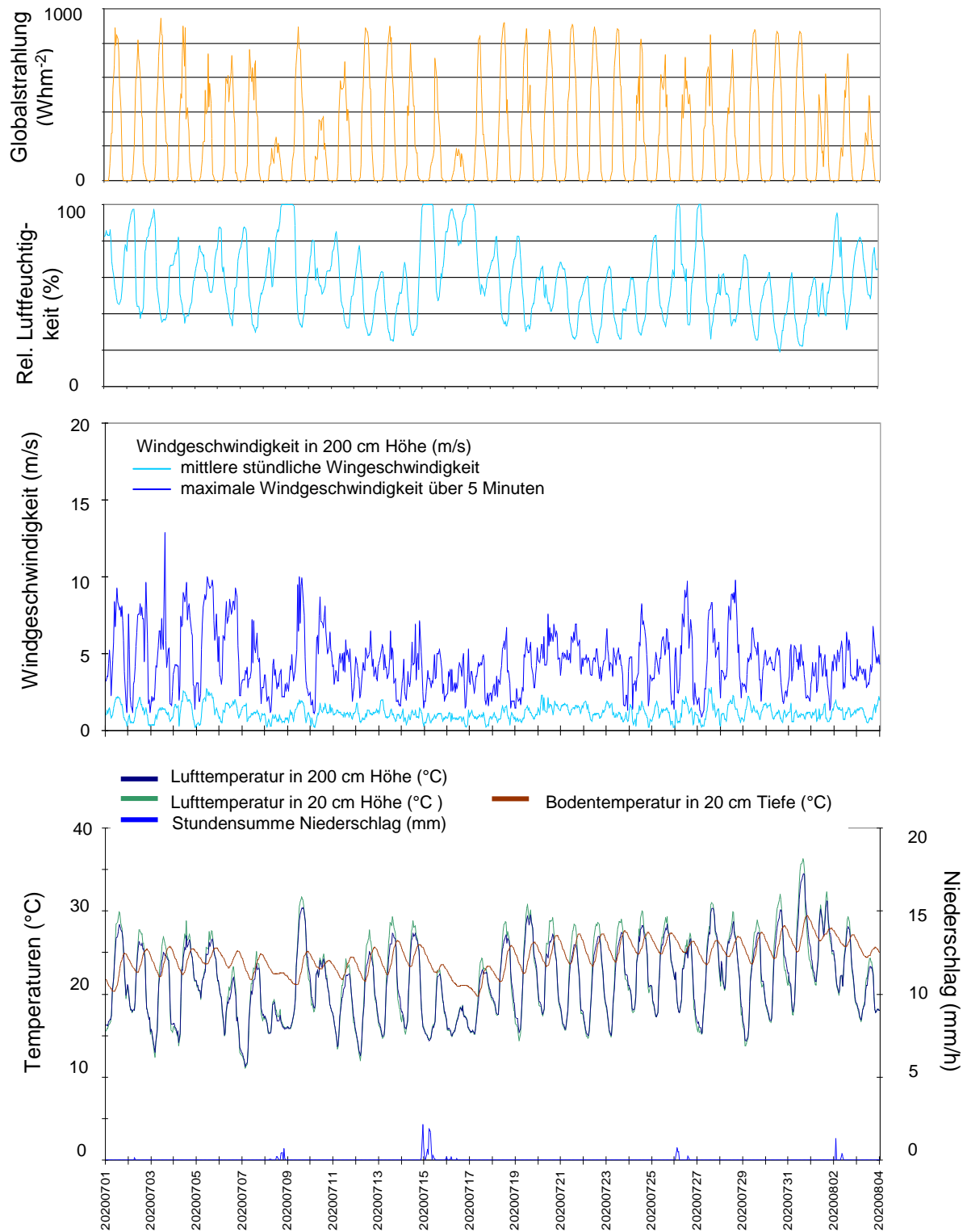


Abbildung A 6-3 Witterung in Oppenheim (Oberreingraben, 128 m NN) im Juli 2020.

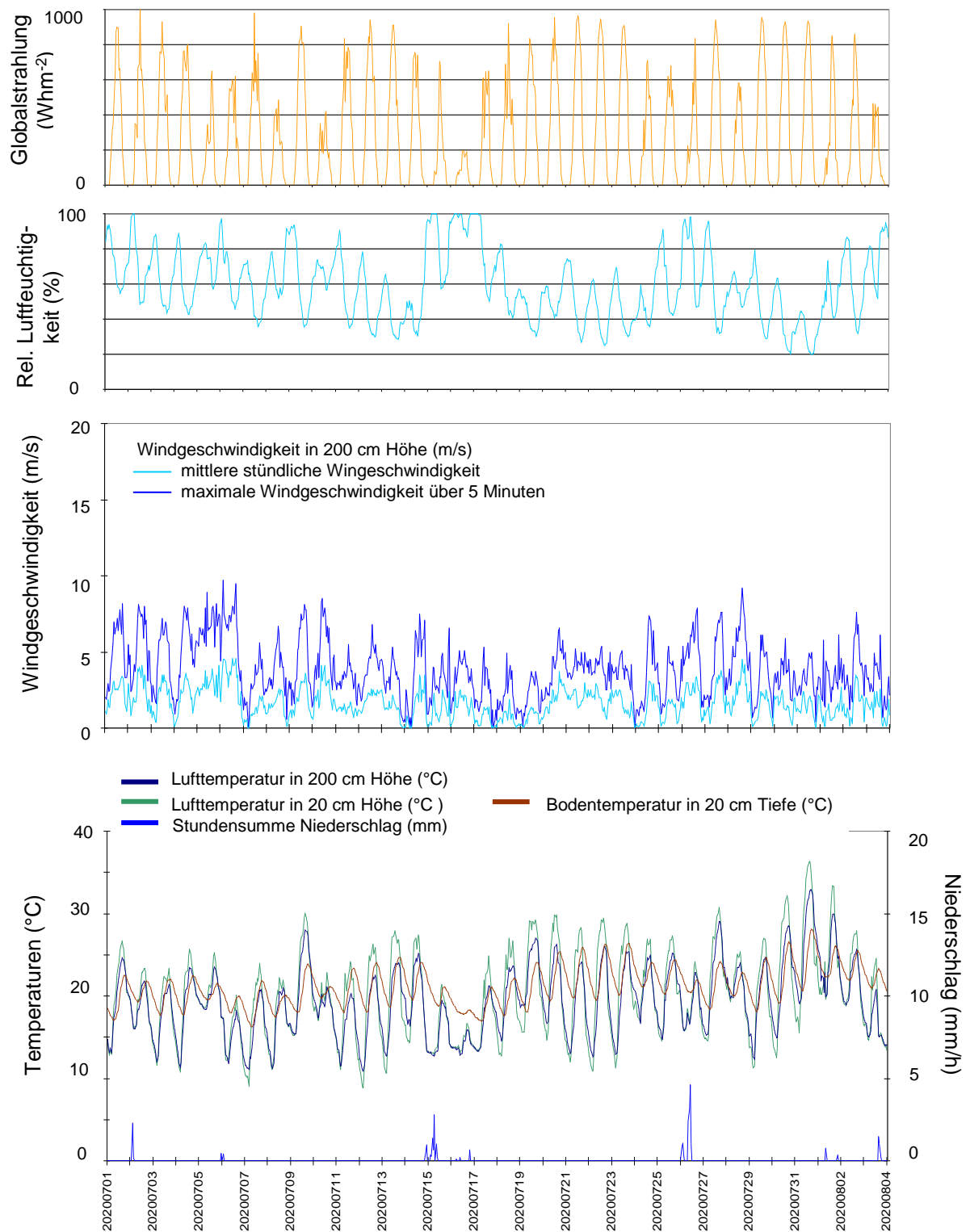


Abbildung A 6-4 Witterung in Martinshöhe (Pfälzer Wald, 411 m NN) im Juli 2020.

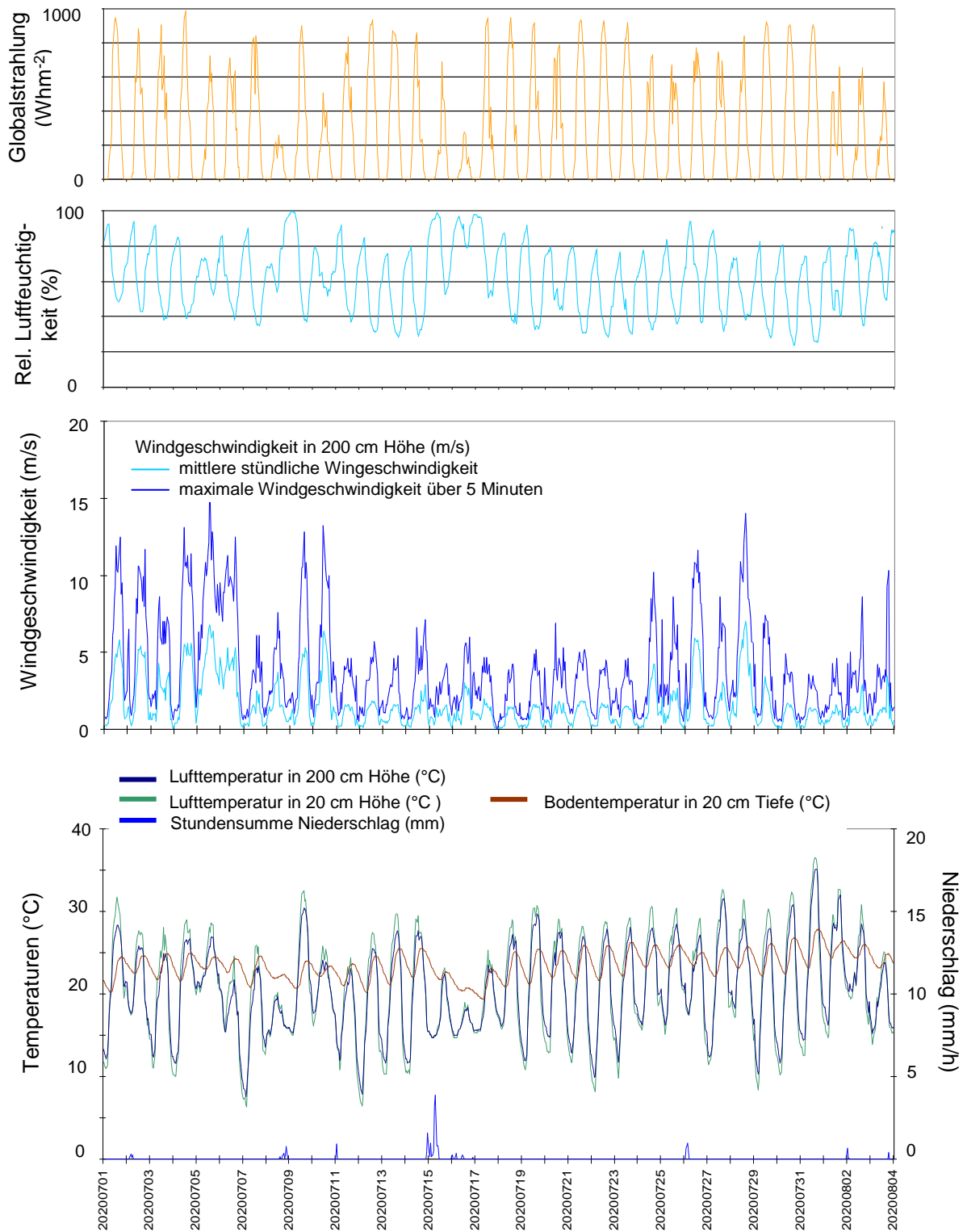


Abbildung A 6-5 Witterung in Eich (Oberrheingraben, 95 m NN) im Juli 2020.

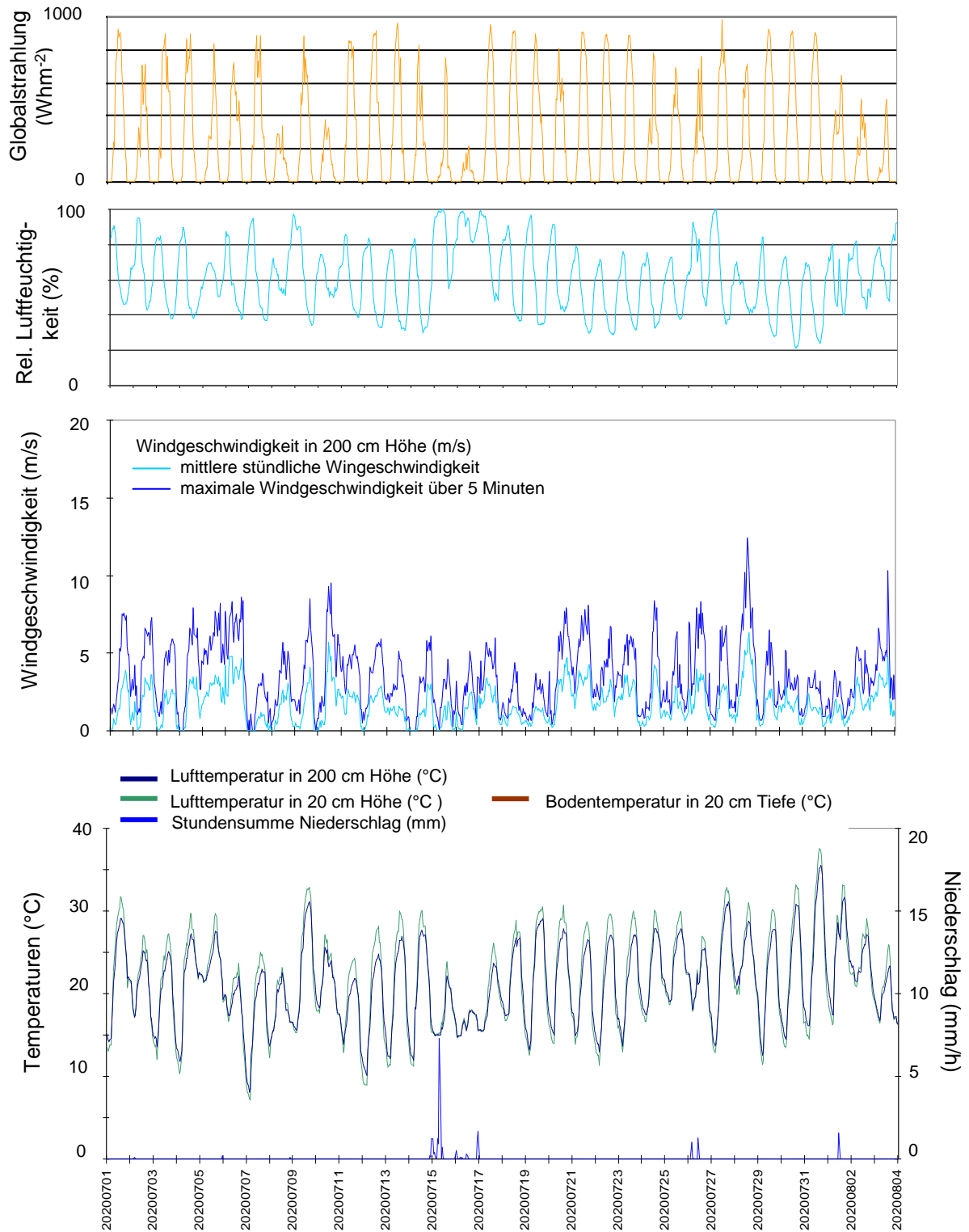


Abbildung A 6-6 Witterung in Frankenthal-Eppstein (Oberrheingraben; 95 m NN) im Juli; Bodentemperaturen sind für diese Station nicht verfügbar.

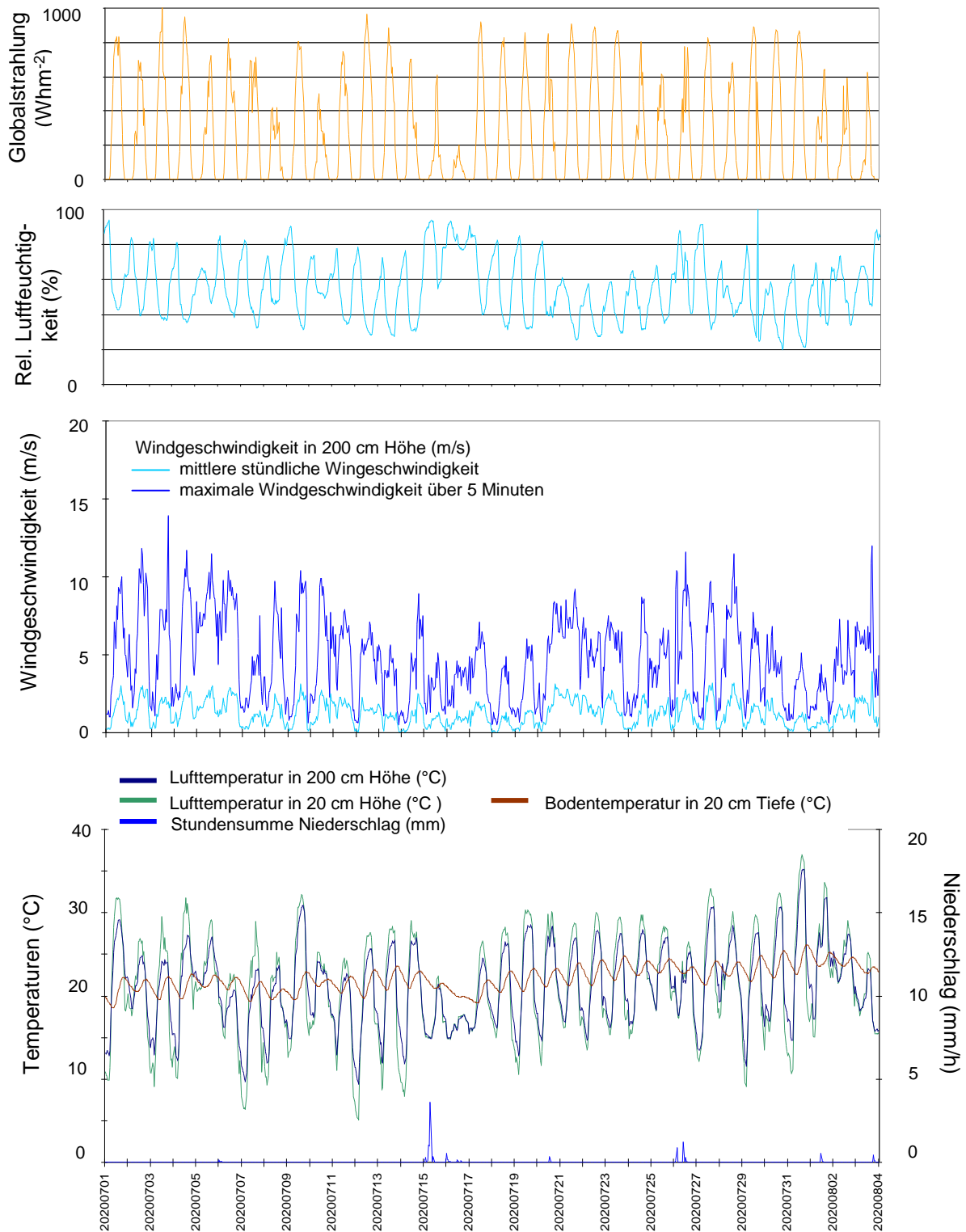


Abbildung A 6-7 Witterung in Neustadt (Mußbach) a.d. Weinstraße (145 m NN) im Juli 2020.

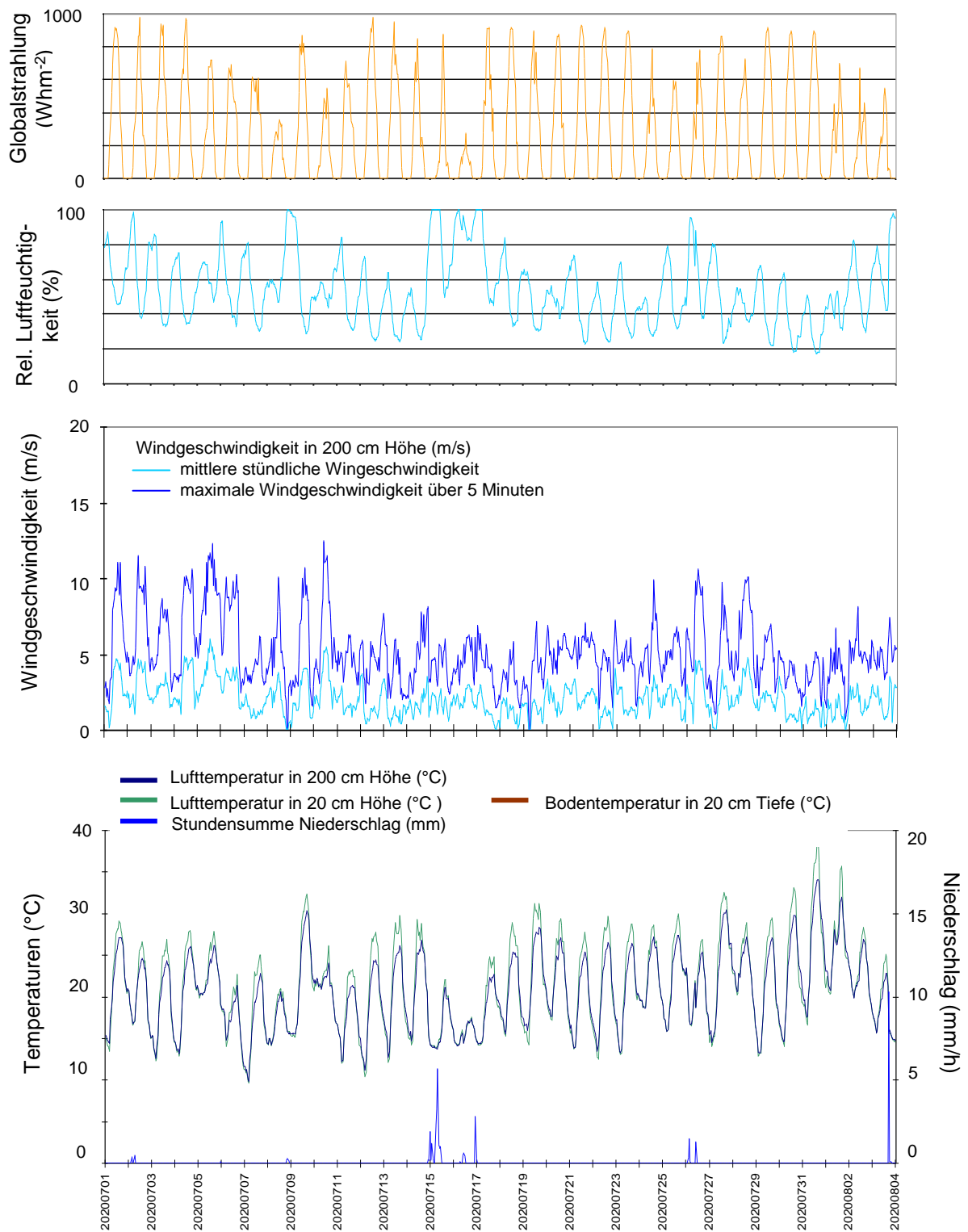


Abbildung A 6-8 Witterung in Grünstadt-Asselheim (Mainzer Becken; 228 m NN) im Juli 2020; Bodentemperaturen sind für diese Station nicht verfügbar.

Tabelle A1: Gemessene und witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentrationen der Radonlangzeit- und Radonkurzzeit-Vergleichsmessungen (nur KZMmax je Messtag und Messort).

Spaltenköpfe der Tabellen A1a bis f.

Datum	Datum der aktiven Messung (KZM)
Zeit	Uhrzeit der KZM (Ende 15-min Messintervall)
Messpunkt	Messpunktnummer im Messprogramm 2019/20
KZM-Rn222	Gemessene Radon-222-Aktivitätskonzentration [kBq/m ³], Radonkurzzeitmessung (RTM1688)
KZM (1sigma) +/-	Standarderror (1-sigma)
Refstation Ref % (1h)	Wert der Referenzkurve in Oppenheim zum Zeitpunkt der Radonkurzzeitmessung. 100 % entspricht dem aus der stündlichen Zeitreihe von 1. April 2012 bis 6. August 2020 berechneten Mittelwert.
Refstation Ref % (3h)	Über 3h gemittelter Wert der Referenzkurve in Oppenheim zum Zeitpunkt der Radonkurzzeitmessung (-1h, 0h, +1h bezogen auf Messzeitpunkt KZM). 100 % entspricht dem aus der stündlichen Zeitreihe von 1. April 2012 bis 6. August 2020 berechneten Mittelwert.
Refstation Ref % (3h)	Über 5h gemittelter Wert der Referenzkurve in Oppenheim zum Zeitpunkt der Radonkurzzeitmessung (-2h, -1h, 0h, +1h, +2h bezogen auf Messzeitpunkt KZM). 100 % entspricht dem aus der stündlichen Zeitreihe von 1. April 2012 bis 6. August 2020 berechneten Mittelwert.
KZM-Rn222wk_1h	Witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentration [kBq/m ³]; Witterungskorrektur über Spalte „F“
KZM-Rn222wk_3h	Witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentration [kBq/m ³]; Witterungskorrektur über Spalte „G“
KZM-Rn222wk_5h	Witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentration [kBq/m ³]; Witterungskorrektur über Spalte „H“
Expo-Dauer	Expositionsdauer des Kernspurdetektors im Boden in Stunden Der Ein- und Ausbautag ist aus separater Tabelle mit dem Gesamtdatensatz des Messprogramms 2019 - 20 zu entnehmen.
LZM-Rn222	Gemessene Radon-222-Aktivitätskonzentration [kBq/m ³], Radonlangzeitmessung
LZM (2-sigma) +/-	Standarderror (2-sigma) der LZM
Refstation % LZM	Über den Expositionszeitraum des Kernspurdetektors gemittelter Wert der Referenzkurve in Oppenheim. Der Wert entspricht „Prozent des Mittelwertes“ (100 %) berechnet aus der stündlichen Zeitreihe von 1. April 2012 bis 6. August 2020.
LZM-Rn222_wk	Witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentration [kBq/m ³]; Witterungskorrektur über Spalte „P“

Tabelle A1 b: Gemessene und witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentrationen der Radonlangzeit- und Radonkurzzeit-Vergleichsmessungen (nur KZMmax je Messtag und Messort).

Kurzzeitmessung mit RTM1688-2				Langzeitmessung mit Kernspurendetektor												
Datum	Zeit	Messpunkt	KZM-Rn222	KZM (1 sigma) +/-	Refstatio	Refstatio (1h) ReF%	Refstatio (3h) ReF%	Refstatio (6h) ReF%	KZM-Rn222wk_1h	KZM-Rn222wk_3h	KZM-Rn222wk_5h	LZM-Zeit (h)	LZM-Rn222	LZM (2sigma) +/-	Refstatio % des mehrj. Mean	LZM-Rn222_wk
Datum	Zeit	Messpunkt	kBq/m3	%	ReF%	ReF%	ReF%	ReF%	kBq/m3	kBq/m3	kBq/m3		kBq/m3	%	%	kBq/m3
10.07.20	06:45	901	13,1	4	65,4	65,5	66,2	66,2	20,0	20,0	19,8	600,10	18,6	15	77,7	23,9
31.07.20	07:25	901	21	3	81	81	81	81	25,9	25,9	25,9	600,10	18,6	15	77,7	23,9
10.07.20	13:25	902	8,9	6	55,2	57	59,1	59,1	16,1	16,1	15,6	599,8	10,4	15	77,7	13,3
31.07.20	14:30	902	10	5	87,9	83	82,4	82,4	11,4	11,4	12,1	599,8	10,4	15	77,7	13,3
10.07.20	10:55	903	6,3	7	68,2	69,5	67,4	67,4	9,2	9,1	9,3	599,5	13,3	15	77,7	17,2
31.07.20	12:30	903	15,2	4	80,1	80,5	81,7	81,7	19,0	18,9	18,6	599,5	13,3	15	77,7	17,2
10.07.20	09:55	904	6	7	72,2	69,3	68,2	68,2	8,3	8,7	8,8	598,80	6,6	15	77,7	8,4
31.07.20	11:15	904	6,7	6	80,4	80	80,4	80,4	8,3	8,4	8,3	598,80	6,6	15	77,7	8,4
10.07.20	08:55	905	6,4	7	67,6	68,2	67,6	67,6	9,5	9,4	9,5	598,4	5,1	15	77,7	6,6
31.07.20	10:30	905	5,7	7	79,1	80,5	80,5	80,5	7,2	7,1	7,1	598,4	5,1	15	77,7	6,6
10.07.20	07:55	906	5,5	7	64,8	65,9	67,3	67,3	8,5	8,3	8,2	597,8	5,8	15	77,7	7,5
31.07.20	09:15	906	5,7	7	81,5	80,5	80,7	80,7	7,0	7,1	7,1	597,8	5,8	15	77,7	7,5
10.07.20	14:55	907	27,3	3	54,5	55,4	56,2	56,2	50,1	49,3	48,6	670,3	24,4	15	77,9	31,4
31.07.20	18:35	907	22,8	4	87,6	85,2	84,7	84,7	26,0	26,8	26,9	670,3	24,4	15	77,9	31,4
06.08.20	14:00	907	30	3	92,1	89,6	88,3	88,3	32,6	33,5	34,0	670,3	24,4	15	77,9	31,4
10.07.20	16:15	908	4,6	8	53,7	54,3	54,4	54,4	8,6	8,5	8,5	560	6,5	15	78,1	8,3
31.07.20	17:00	908	7,4	6	83,5	84,7	83,8	83,8	8,9	8,7	8,8	560	6,5	15	78,1	8,3
10.07.20	17:20	909	7,8	6	52,7	53,6	55,2	55,2	14,8	14,6	14,1	577,5	12,1	15	78,1	15,5
31.07.20	15:15	909	13,3	4	80,6	83,8	82,4	82,4	16,5	15,9	16,1	577,5	12,1	15	78,1	15,5
10.07.20	19:00	910	20,6	3	58,9	56,4	56,2	56,2	36,0	36,5	36,7	576,9	29,2	15	78,1	37,4
31.07.20	19:50	910	23,8	3	84,5	85,7	84,9	84,9	28,2	27,8	28,0	576,9	29,2	15	78,1	37,4
03.08.20	15:15	910	30,4	3	85,8	85,6	84,1	84,1	36,4	35,5	36,1	576,9	29,2	15	78,1	37,4
13.07.20	09:00	911	13,1	4	76	78,1	77,8	77,8	17,2	16,8	16,8	360	14,4	15	79,8	18,1
24.07.20	05:55	911	16,3	4	83,7	85	84,4	84,4	19,5	19,2	19,3	360	14,4	15	79,8	18,1
16.07.20	10:55	912	12,5	5	82,4	78,2	76,9	76,9	15,2	16,0	16,3	369,8	10,7	15	79,8	13,4
24.07.20	07:10	912	10,1	5	86,2	85,5	85,4	85,4	11,7	11,8	11,8	369,8	10,7	15	79,8	13,4
13.07.20	09:55	913	15,1	4	76	78,1	77,8	77,8	19,9	19,3	19,4	369,1	14,7	15	79,8	18,4
24.07.20	07:55	913	16,2	4	86,2	85,5	85,4	85,4	18,8	18,9	19,0	369,1	14,7	15	79,8	18,4
16.07.20	11:55	914	8,4	6	77,6	77,9	76,6	76,6	10,8	10,8	11,0	368,9	11,6	15	79,8	14,5
24.07.20	06:55	914	13,6	4	86,6	86,6	85,9	85,9	15,7	15,7	15,8	368,9	11,6	15	79,8	14,5
13.07.20	10:55	915	13,5	4	80,6	79	79	79	16,7	17,1	17,1	368,7	12,1	15	79,8	15,2
24.07.20	09:55	915	14,1	4	86,9	86,5	85,7	85,7	16,2	16,3	16,5	368,7	12,1	15	79,8	15,2
16.07.20	13:10	916	11,7	5	74,6	76,1	76,7	76,7	15,7	15,4	15,3	368,1	11,6	15	79,8	14,5
24.07.20	10:55	916	16,8	4	86	85,2	85	85	19,5	19,7	19,8	368,1	11,6	15	79,8	14,5
13.07.20	13:00	918	1,7	13	80,4	79,5	79	79	2,1	2,1	2,2	368,5	1,9	15	79,8	2,4
24.07.20	12:10	917	2,6	10	82,5	83,5	83,3	83,3	3,2	3,1	3,1	368,5	1,9	15	79,8	2,4
13.07.20	13:00	918	4,3	8	80,4	79,5	79	79	5,3	5,4	5,4	367,9	4,9	15	79,8	6,1
24.07.20	13:10	918	5,7	7	85,2	82,5	81,4	81,4	6,7	6,9	7,0	367,9	4,9	15	79,8	6,1
13.07.20	21:00	919	10,4	5	78	79,2	79,8	79,8	13,3	13,1	13,0	367,8	11,1	15	79,8	14,0
24.07.20	14:10	919	11,4	5	79,9	80,5	80,3	80,3	14,3	14,2	14,2	367,8	11,1	15	79,8	14,0
13.07.20	19:30	920	17,3	4	81,6	79,7	79,5	79,5	21,2	21,7	21,8	367,2	15,3	15	79,8	19,1
24.07.20	15:10	920	15,7	4	76,4	78	77,6	77,6	20,5	20,1	20,2	367,2	15,3	15	79,8	19,1
13.07.20	14:15	921	11	5	75,9	77,5	78,3	78,3	14,5	14,2	14,0	367,5	11,1	15	79,8	13,9
24.07.20	16:25	921	10,3	5	77,6	74,3	74,8	74,8	13,3	13,9	13,8	367,5	11,1	15	79,8	13,9
13.07.20	18:45	922	2,3	10	79,9	80,6	79,6	79,6	2,9	2,9	2,9	366,4	1,4	15	79,8	1,7
24.07.20	17:40	922	1,1	19	68,9	72,5	72,2	72,2	1,6	1,6	1,5	366,4	1,4	15	79,8	1,7
16.07.20	15:00	923	4,4	7	77,8	79,8	78,5	78,5	5,7	5,5	5,6	339,8	5,3	15	79,9	6,6
26.07.20	06:25	923	4,7	7	80	74,4	74	74	5,9	6,3	6,4	339,8	5,3	15	79,9	6,6
14.07.20	09:30	924	6,7	6	80,5	78,8	79,2	79,2	8,3	8,5	8,5	343,1	7,6	15	79,9	9,5
26.07.20	07:10	924	7,1	6	70,9	74,7	73,9	73,9	10,0	9,5	9,6	343,1	7,6	15	79,9	9,5
16.07.20	15:45	925	14,7	4	77,8	79,8	78,5	78,5	18,9	18,4	18,7	341,9	17,9	15	79,9	22,4

Tabelle A 1c: Gemessene und witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentrationen der Radonlangzeit- und Radonkurzzeit-Vergleichsmessungen (nur KZMmax je Messtag und Messort).

Kurzzeitmessung mit RTM1688-2		KZM (1 sigma) +/-				Refstation				KZM-Rn222wk_1h				KZM-Rn222wk_3h				KZM-Rn222wk_5h				Langzeitmessung mit Kernspurdetektor			
Datum	Zeit	Messpunkt	kBq/m3	%	Refst. (1h)	Refst. (3h)	Refst. (5h)	Refst. (1h)	Refst. (3h)	Refst. (5h)	kBq/m3	kBq/m3	kBq/m3	kBq/m3	kBq/m3	LZM-Zeit (h)	kBq/m3	LZM (2sigma) +/-	Refstation % des mehrj. Mean	LZM-Rn222_wk					
16.07.20	15:45	925	14,7	4	77,8	79,8	78,5	18,9	18,4	18,9	18,9	18,4	18,9	18,9	18,9	341,9	17,9	15	79,9	22,4					
26.07.20	08:10	925	15,3	4	73,2	72,4	73,1	20,9	21,1	20,9	20,9	21,1	20,9	20,9	20,9	341,9	17,9	15	79,9	22,4					
14.07.20	08:15	926	36,8	3	77,4	79,4	79,2	47,5	46,3	47,5	47,5	46,3	47,5	47,5	343,5	35,2	15	79,9	44,0						
26.07.20	05:10	926	35,1	3	72,3	75,3	74,5	48,5	45,6	48,5	48,5	45,6	48,5	48,5	343,5	35,2	15	79,9	44,0						
14.07.20	12:00	927	8,6	6	79,4	80,2	80,7	10,8	10,7	10,8	10,8	10,7	10,8	10,8	339,3	8,3	15	79,9	10,4						
26.07.20	11:10	927	6,3	7	67,2	63,6	64	9,4	9,9	9,4	9,4	9,9	9,4	9,4	339,3	8,3	15	79,9	10,4						
13.07.20	16:55	928	28,4	3	78,9	79,3	78,7	36,0	35,8	36,0	36,0	35,8	36,0	36,0	368,2	28,1	15	79,8	35,2						
26.07.20	13:10	928	23,3	3	56,9	57,3	58,7	41,7	40,7	41,7	41,7	40,7	41,7	41,7	368,2	28,1	15	79,8	35,2						
13.07.20	16:00	929	9,4	5	78,9	79,3	78,7	11,9	11,9	11,9	11,9	11,9	11,9	11,9	368,2	11,0	15	79,8	13,8						
26.07.20	12:25	929	8,1	6	56,3	59,5	61,5	14,6	13,6	14,6	14,6	13,6	14,6	14,6	368,2	11,0	15	79,8	13,8						
14.07.20	10:30	930	38,4	3	78,5	79,5	79,1	48,9	48,3	48,9	48,9	48,3	48,9	48,9	340,7	35,7	15	79,9	44,7						
16.07.20	16:45	930	37,8	3	81,8	79,3	79,5	46,2	47,7	46,2	46,2	47,7	46,2	46,2	340,7	35,7	15	79,9	44,7						
26.07.20	09:10	930	34,3	3	73	71,5	70,5	47,0	48,0	47,0	47,0	48,0	47,0	47,0	340,7	35,7	15	79,9	44,7						
16.07.20	17:30	931	42,4	2	78,2	80	79,2	54,2	53,0	54,2	54,2	53,0	54,2	54,2	340,5	41,7	15	79,9	52,2						
26.07.20	10:10	931	37,5	3	68,3	69,5	67,4	54,9	54,0	54,9	54,9	54,0	54,9	54,9	340,5	41,7	15	79,9	52,2						
16.07.20	19:00	932	18,3	4	78,3	77,9	77,8	23,4	23,8	23,4	23,4	23,8	23,4	23,4	360,3	19,2	15	79,8	24,0						
28.07.20	07:40	932	17,6	4	75,6	74,1	75,2	23,3	23,8	23,3	23,3	23,8	23,3	23,3	360,3	19,2	15	79,8	24,0						
15.07.20	06:00	933	27,8	3	81,1	79,9	80,5	34,3	34,8	34,3	34,3	34,8	34,3	34,3	339,5	26,4	15	79,9	33,1						
24.07.20	19:40	933	16,1	4	67,3	68,5	68,3	23,9	23,5	23,9	23,9	23,5	23,9	23,9	339,5	26,4	15	79,9	33,1						
15.07.20	05:00	934	13,2	4	77,3	78,7	78,2	17,1	16,8	17,1	17,1	16,8	17,1	17,1	338,8	15,1	15	79,9	18,9						
24.07.20	18:55	934	11,9	5	71	69,1	70,4	16,8	17,2	16,8	16,8	17,2	16,8	16,8	338,8	15,1	15	79,9	18,9						
16.07.20	07:10	936	14,5	4	78,1	77,1	77,6	18,6	18,8	18,6	18,6	18,8	18,6	18,6	361,8	14,5	15	78,1	18,6						
28.07.20	22:20	936	10,4	5	50,8	50,6	49,4	20,5	20,5	20,5	20,5	20,6	20,5	20,5	361,8	14,5	15	78,1	18,6						
16.07.20	05:55	939	34,1	3	82,2	79,8	78,6	41,5	42,7	41,5	41,5	42,7	41,5	41,5	362,1	30,9	15	78,1	39,6						
28.07.20	20:50	939	18,8	4	45,4	47,1	47,9	41,4	39,9	41,4	41,4	39,9	41,4	41,4	362,1	30,9	15	78,1	39,6						
15.07.20	21:35	940	4,2	8	75,2	76,9	77,4	5,6	5,5	5,6	5,6	5,5	5,6	5,6	361,3	6,4	15	78,1	8,2						
15.07.20	21:50	940	4,8	7	75,2	76,9	77,4	6,4	6,2	6,4	6,4	6,2	6,4	6,4	361,3	6,4	15	78,1	8,2						
15.07.20	22:05	940	3,9	9	78,8	77,6	77,9	4,9	5,0	4,9	4,9	5,0	4,9	4,9	361,3	6,4	15	78,1	8,2						
28.07.20	23:05	940	4,3	8	51,5	50,7	51,2	8,3	8,5	8,3	8,3	8,5	8,3	8,3	361,3	6,4	15	78,1	8,2						
15.07.20	21:05	941	21,9	3	75,2	76,9	77,4	29,1	28,5	29,1	29,1	28,5	29,1	29,1	360,9	24,6	15	78,1	31,5						
29.07.20	01:35	941	15,7	4	54,3	53,8	54,1	28,9	29,2	28,9	28,9	29,2	28,9	28,9	360,9	24,6	15	78,1	31,5						
15.07.20	20:05	942	13,3	4	76,8	76,4	77,7	17,3	17,4	17,3	17,3	17,4	17,3	17,3	360,6	14,3	15	78,1	18,3						
29.07.20	02:35	942	9,2	5	57,4	56,4	55,2	16,0	16,3	16,0	16,0	16,3	16,0	16,0	360,6	14,3	15	78,1	18,3						
15.07.20	17:50	943	16,7	4	79,4	78,7	78,4	21,0	21,2	21,0	21,0	21,2	21,0	21,0	360,4	13,5	15	78,1	17,2						
29.07.20	04:20	943	11,7	5	57,3	59,5	59,7	20,4	19,7	20,4	20,4	19,7	20,4	20,4	360,4	13,5	15	78,1	17,2						
15.07.20	18:35	944	15,4	4	80,1	78,9	78	19,2	19,5	19,2	19,2	19,5	19,2	19,2	360,5	14,9	15	78,1	19,1						
29.07.20	03:20	944	10,6	5	57,6	57,4	58	18,4	18,5	18,4	18,4	18,5	18,4	18,4	360,5	14,9	15	78,1	19,1						
16.07.20	08:40	945	10,5	5	76,4	76,3	77,7	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	365	9,7	15	78,1	12,4						
28.07.20	19:55	945	5,2	7	46,3	46,4	46,7	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2	11,1	11,1	365	9,7	15	78,1	12,4						
15.07.20	13:40	946	57,1	2	81,4	82,4	81,2	70,1	69,3	70,1	70,1	69,3	70,1	70,1	366	53,0	15	78,1	67,9						
28.07.20	18:40	946	31,8	3	47,6	46,2	46,6	66,8	68,8	66,8	66,8	68,8	66,8	66,8	366	53,0	15	78,1	67,9						
16.07.20	09:25	947	13,3	4	74,5	77,8	77,8	17,9	17,1	17,9	17,9	17,1	17,9	17,9	360,7	16,1	15	78,1	20,6						
28.07.20	17:25	947	10,4	5	44,8	47	47	23,2	22,1	23,2	23,2	22,1	23,2	23,2	360,7	16,1	15	78,1	20,6						
15.07.20	08:30	948	20,4	4	84,9	82,3	81,6	24,0	24,8	24,0	24,0	24,8	24,0	24,0	361,5	17,3	15	78,1	22,2						
26.07.20	21:30	948	14,4	4	58,4	59,7	60	24,7	24,1	24,7	24,7	24,1	24,7	24,7	361,5	17,3	15	78,1	22,2						
14.07.20	18:55	949	9,5	5	76,9	79,6	79,8	12,4	11,9	12,4	12,4	11,9	12,4	12,4	376,6	9,6	15	78,2	12,2						
26.07.20	19:30	949	8,9	6	61,9	59,4	58,7	14,4	15,0	14,4	14,4	15,0	14,4	14,4	376,6	9,6	15	78,2	12,2						
14.07.20	18:10	950	11,2	5	76,9	79,6	79,8	14,1	14,0	14,1	14,1	14,0	14,1	14,1	376	9,5	15	78,2	12,1						
26.07.20	20:30	950	6,3	7	58,4	59,5	59,8	10,8	10,6	10,8	10,8	10,6	10,8	10,8	376	9,5	15	78,2	12,1						
14.07.20	19:55	951	19,3	4	80,4	79	79,7	24,0	24,4	24,0	24,0	24,4	24,0	24,0	377,7	19,1	15	78,2	24,5						
26.07.20	18:30	951	14,9	4	58	59	58,9	25,7	25,3	25,7	25,7	25,3	25,7	25,7	377,7	19,1	15	78,2	24,5						

Tabelle A1 d: Gemessene und witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentrationen der Radonlangzeit- und Radonkurzzeit-Vergleichsmessungen (nur KZMmax je Messtag und Messort).

Kurzzeitmessung mit RTM1688-2		KZM (1sigma) +/-		Refestation		Refestation		Refestation		KZM-Rn222wk_1h		KZM-Rn222wk_3h		KZM-Rn222wk_5h		Langzeitmessung mit Kernspurdetektor				
Datum	Zeit	Messpunkt	KZM-Rn222	%	Ref% (1h)	Ref% (3h)	Ref% (5h)	Ref% (5h)	Ref% (5h)	kBq/m3	kBq/m3	kBq/m3	kBq/m3	Expo-Dauer	LZM-Rn222	LZM (Zsigma) +/-	%	Refestation %	Mean	kBq/m3
16.07.20	15:45	925	14,7	4	77,8	79,8	78,5	78,5	78,5	18,9	18,4	18,9	18,9	17,9	341,9	17,9	10	79,9	79,9	22,4
26.07.20	08:10	925	15,3	4	73,2	72,4	73,1	73,1	73,1	20,9	21,1	20,9	20,9	17,9	341,9	17,9	10	79,9	79,9	22,4
14.07.20	08:15	926	36,8	3	77,4	79,4	79,2	79,2	79,2	47,5	46,3	47,5	46,3	343,5	35,2	10	79,9	79,9	44,0	44,0
26.07.20	05:10	926	35,1	3	72,3	75,3	74,5	74,5	74,5	48,5	46,6	48,5	46,6	343,5	35,2	10	79,9	79,9	44,0	44,0
14.07.20	12:00	927	8,6	6	79,4	80,2	80,7	80,7	80,7	10,8	10,7	10,8	10,7	339,3	8,3	10	79,9	79,9	10,4	10,4
26.07.20	11:10	927	6,3	7	67,2	63,6	64	64	64	9,4	9,9	9,4	9,9	339,3	8,3	10	79,9	79,9	10,4	10,4
13.07.20	16:55	928	28,4	3	87,9	79,3	78,7	78,7	78,7	36,0	35,8	36,0	35,8	358,2	28,1	10	79,8	79,8	35,2	35,2
26.07.20	13:10	928	23,3	3	55,9	57,3	58,7	58,7	58,7	41,7	40,7	41,7	40,7	358,2	28,1	10	79,8	79,8	35,2	35,2
13.07.20	16:00	929	9,4	5	78,9	79,3	78,7	78,7	78,7	11,9	11,9	11,9	11,9	358,2	11,0	10	79,8	79,8	13,8	13,8
26.07.20	12:25	929	8,1	6	55,3	59,5	61,5	61,5	61,5	14,6	13,6	14,6	13,6	358,2	11,0	10	79,8	79,8	13,8	13,8
14.07.20	10:30	930	38,4	3	78,5	79,5	79,1	79,1	79,1	48,9	48,3	48,9	48,3	340,7	35,7	10	79,9	79,9	44,7	44,7
16.07.20	16:45	930	37,8	3	81,8	79,3	79,5	79,5	79,5	46,2	47,7	46,2	47,7	340,7	35,7	10	79,9	79,9	44,7	44,7
26.07.20	09:10	930	34,3	3	73	71,5	70,5	70,5	70,5	47,0	48,0	47,0	48,0	340,7	35,7	10	79,9	79,9	44,7	44,7
16.07.20	17:30	931	42,4	2	78,2	80	79,2	79,2	79,2	54,2	53,0	54,2	53,0	340,5	41,7	10	79,9	79,9	52,2	52,2
26.07.20	10:10	931	37,5	3	68,3	69,5	67,4	67,4	67,4	54,9	54,0	54,9	54,0	340,5	41,7	10	79,9	79,9	52,2	52,2
16.07.20	19:00	932	18,3	4	78,3	77,9	77,8	77,8	77,8	23,4	23,5	23,4	23,5	340,3	19,2	10	79,8	79,8	24,0	24,0
28.07.20	07:40	932	17,6	4	75,6	74,1	75,2	75,2	75,2	23,3	23,8	23,3	23,8	360,3	19,2	10	79,8	79,8	24,0	24,0
15.07.20	06:00	933	27,8	3	81,1	79,9	80,5	80,5	80,5	34,3	34,8	34,3	34,8	339,5	26,4	10	79,9	79,9	33,1	33,1
24.07.20	19:40	933	27,8	3	67,3	68,5	68,3	68,3	68,3	23,9	23,5	23,9	23,5	339,5	26,4	10	79,9	79,9	33,1	33,1
15.07.20	05:00	934	13,2	4	77,3	78,7	78,2	78,2	78,2	17,1	16,8	17,1	16,8	338,8	15,1	10	79,9	79,9	18,9	18,9
24.07.20	18:55	934	11,9	5	71	69,1	70,4	70,4	70,4	16,8	17,2	16,8	17,2	338,8	15,1	10	79,9	79,9	18,9	18,9
16.07.20	07:10	936	14,5	4	78,1	77,1	77,6	77,6	77,6	18,6	18,8	18,6	18,8	351,8	14,5	10	78,1	78,1	18,6	18,6
28.07.20	22:20	936	10,4	5	50,8	50,6	49,4	49,4	49,4	20,5	20,6	20,5	20,6	351,8	14,5	10	78,1	78,1	18,6	18,6
16.07.20	05:55	939	34,1	3	82,2	79,8	78,6	78,6	78,6	41,5	42,7	41,5	42,7	352,1	30,9	10	78,1	78,1	39,6	39,6
28.07.20	20:50	939	18,8	4	45,4	47,1	47,9	47,9	47,9	41,4	39,9	41,4	39,9	352,1	30,9	10	78,1	78,1	39,6	39,6
15.07.20	21:35	940	4,2	8	75,2	76,9	77,4	77,4	77,4	6,6	5,5	6,6	5,5	351,3	6,4	10	78,1	78,1	8,2	8,2
15.07.20	21:50	940	4,8	7	75,2	76,9	77,4	77,4	77,4	6,6	6,2	6,6	6,2	351,3	6,4	10	78,1	78,1	8,2	8,2
15.07.20	22:05	940	3,9	9	78,8	77,6	77,9	77,9	77,9	4,9	5,0	4,9	5,0	351,3	6,4	10	78,1	78,1	8,2	8,2
28.07.20	23:05	940	4,3	8	51,5	50,7	51,2	51,2	51,2	8,3	8,5	8,3	8,5	351,3	6,4	10	78,1	78,1	8,2	8,2
15.07.20	21:05	941	21,9	3	75,2	76,9	77,4	77,4	77,4	29,1	28,5	29,1	28,5	350,9	24,6	10	78,1	78,1	31,5	31,5
29.07.20	01:35	941	15,7	4	54,3	53,8	54,1	54,1	54,1	28,9	29,2	28,9	29,2	350,9	24,6	10	78,1	78,1	31,5	31,5
15.07.20	20:05	942	13,3	4	76,8	76,4	77,7	77,7	77,7	17,3	17,4	17,3	17,4	350,6	14,3	10	78,1	78,1	16,3	16,3
29.07.20	02:35	942	9,2	5	57,4	56,4	55,2	55,2	55,2	16,0	16,3	16,0	16,3	350,6	14,3	10	78,1	78,1	16,3	16,3
15.07.20	17:50	943	16,7	4	79,4	78,7	78,4	78,4	78,4	21,0	21,2	21,0	21,2	350,4	13,5	10	78,1	78,1	17,2	17,2
29.07.20	04:20	943	11,7	5	57,3	59,5	59,7	59,7	59,7	20,4	19,7	20,4	19,7	350,4	13,5	10	78,1	78,1	17,2	17,2
15.07.20	18:35	944	15,4	4	80,1	78,9	78	78	78	19,2	19,5	19,2	19,5	350,5	14,9	10	78,1	78,1	19,1	19,1
29.07.20	03:20	944	10,6	5	57,6	57,4	58	58	58	18,4	18,5	18,4	18,5	350,5	14,9	10	78,1	78,1	19,1	19,1
16.07.20	08:40	945	10,4	5	76,4	76,3	77,7	77,7	77,7	13,6	13,6	13,6	13,6	355	9,7	10	78,1	78,1	12,4	12,4
26.07.20	19:55	945	5,2	7	46,3	46,4	46,7	46,7	46,7	11,2	11,2	11,2	11,2	355	9,7	10	78,1	78,1	12,4	12,4
15.07.20	13:40	946	57,1	2	81,4	82,4	81,2	81,2	81,2	70,1	69,3	70,1	69,3	356	53,0	10	78,1	78,1	67,9	67,9
28.07.20	18:40	946	31,8	3	47,6	46,2	46,6	46,6	46,6	66,8	68,8	66,8	68,8	356	53,0	10	78,1	78,1	67,9	67,9
16.07.20	09:25	947	13,8	4	74,5	77,8	77,8	77,8	77,8	17,9	17,1	17,9	17,1	360,7	16,1	10	78,1	78,1	20,6	20,6
28.07.20	17:25	947	10,4	5	44,8	47	47	47	47	23,2	22,1	23,2	22,1	360,7	16,1	10	78,1	78,1	20,6	20,6
15.07.20	08:30	948	20,4	4	84,9	82,3	81,6	81,6	81,6	24,0	24,8	24,0	24,8	361,5	17,3	10	78,1	78,1	22,2	22,2
26.07.20	21:30	948	14,4	4	56,4	59,7	60	60	60	24,7	24,1	24,7	24,1	361,5	17,3	10	78,1	78,1	22,2	22,2
14.07.20	18:55	949	9,5	5	76,9	79,6	79,8	79,8	79,8	12,4	11,9	12,4	11,9	376,6	9,6	10	78,2	78,2	12,2	12,2
26.07.20	19:30	949	8,9	5	61,9	59,4	58,7	58,7	58,7	14,4	15,0	14,4	15,0	376,6	9,6	10	78,2	78,2	12,2	12,2
14.07.20	18:10	950	11,2	5	76,9	79,6	79,8	79,8	79,8	14,6	14,1	14,6	14,1	376	9,5	10	78,2	78,2	12,1	12,1
26.07.20	20:30	950	6,3	7	58,4	59,5	59,8	59,8	59,8	10,8	10,6	10,8	10,6	376	9,5	10	78,2	78,2	12,1	12,1
14.07.20	19:55	951	19,3	4	80,4	79	79,7	79,7	79,7	24,0	24,4	24,0	24,4	377,7	19,1	10	78,2	78,2	24,5	24,5
26.07.20	18:30	951	14,9	4	58	59	58,9	58,9	58,9	25,7	25,3	25,7	25,3	377,7	19,1	10	78,2	78,2	24,5	24,5

Tabelle A1 f: Gemessene und witterungskorrigierte Radon-222-Aktivitätskonzentrationen der Radonlangzeit- und Radonkurzzeit-Vergleichsmessungen (nur KZMmax je Messtag und Messort).

Kurzzeitmessung mit RTM1688-2		KZM (1sigma) +/-				Refstation		Refstation		Refstation		KZM-Rn222wk_1h		KZM-Rn222wk_3h		KZM-Rn222wk_5h		Langzeitmessung mit Kernspurdetektor			
Datum	Zeit	Messpunkt	KZM-Rn222	kBq/m3	%	Ref% (1h)	Ref% (3h)	Ref% (5h)	Ref% (5h)	kBq/m3	kBq/m3	kBq/m3	LZM-Zeit (h)	kBq/m3	LZM (2sigma) +/-	%	Refstation %	Mean	kBq/m3	50,0	
11.06.20	08:40	1017	43,8		2	85,9	90,4	87,6	87,6	51,0	48,5	48,5	456	40,9	15	15	456	81,8	81,8	50,0	
28.06.20	08:10	1017	28,8		3	70,5	67,6	65,3	65,3	40,9	42,6	42,6	456	40,9	15	15	456	81,8	81,8	50,0	
11.06.20	09:40	1018	56,9		2	95,8	89,1	89,4	89,4	59,4	63,9	63,9	456	48,3	15	15	456	81,8	81,8	59,1	
28.06.20	09:25	1018	35,1		3	64,2	64,9	64,5	64,5	54,7	54,1	54,1	456	48,3	15	15	456	81,8	81,8	59,1	
11.06.20	15:40	1019	40,4		2	86,6	91,1	91	91	46,7	44,3	44,3	456	38,2	15	15	456	81,8	81,8	46,7	
28.06.20	15:25	1019	20,6		4	47,6	49,9	49,6	49,6	43,3	41,3	41,3	456	38,2	15	15	456	81,8	81,8	46,7	
11.06.20	07:40	1020	36,5		3	89,5	85,5	88,1	88,1	43,0	45,0	45,0	456	37,3	15	15	456	81,8	81,8	45,6	
28.06.20	07:25	1020	27,4		3	68,2	67,5	66,6	66,6	40,2	40,6	40,6	456	37,3	15	15	456	81,8	81,8	45,6	
11.06.20	10:25	1021	57,8		2	85,6	90,5	88,8	88,8	67,5	63,9	63,9	456	53,8	15	15	456	81,8	81,8	65,7	
28.06.20	10:25	1021	37,2		3	59,9	61,3	61,2	61,2	60,7	60,7	60,7	456	53,8	15	15	456	81,8	81,8	65,7	
11.06.20	17:40	1022	35,1		3	92,4	91,9	92	92	38,0	38,2	38,2	456	36,1	15	15	456	81,8	81,8	44,1	
28.06.20	17:25	1022	22,9		3	47,2	49,4	48,8	48,8	48,5	46,4	46,4	456	36,1	15	15	456	81,8	81,8	44,1	
11.06.20	11:40	1023	70,5		2	90,1	87,5	89,4	89,4	78,2	80,6	80,6	456	58,1	15	15	456	81,8	81,8	71,0	
28.06.20	11:25	1023	41,2		2	59,7	57,2	57,3	57,3	69,0	72,0	72,0	456	58,1	15	15	456	81,8	81,8	71,0	
11.06.20	12:40	1024	40,8		2	86,7	88,6	88,7	88,7	56,3	55,1	55,1	456	42,6	15	15	456	81,8	81,8	52,1	
28.06.20	12:10	1024	22,4		3	51,9	54,1	55,1	55,1	43,2	41,4	41,4	456	42,6	15	15	456	81,8	81,8	52,1	
11.06.20	13:25	1025	70,7		2	89	89,3	88,9	88,9	79,4	79,2	79,2	456	65,6	15	15	456	81,8	81,8	80,1	
28.06.20	13:40	1025	37,9		3	50,8	51,9	52,6	52,6	74,6	73,0	73,0	456	65,6	15	15	456	81,8	81,8	80,1	
11.06.20	14:25	1026	36,8		3	92,3	89,3	89,8	89,8	39,9	41,2	41,2	456	32,7	15	15	456	81,8	81,8	39,9	
28.06.20	14:40	1026	17,1		4	53	50,5	50,5	50,5	32,3	33,9	33,9	456	32,7	15	15	456	81,8	81,8	39,9	

Textanhang 1:

Beispiel für kleinräumige Variation der Radonkonzentration und Uran-gehalte der Gesteine und Böden und die Bedeutung geologischer Detailkenntnisse bei der Anordnung von Radonmesspunkten für eine Radonkartierung.

Uran ist ein Element, das aufgrund seiner chemischen Eigenschaften anfällig für Stoffumlagerungen, aber auch Fixierung auf geologischen Zeitskalen in unterschiedlichen Gesteinen ist. Die weitaus meisten Uranlagerstätten beruhen auf sekundären Urananreicherungen.

Eine kleinräumige Variation der Radonkonzentration ist am Beispiel einer mehrfach untersuchten Fläche im Saar-Nahe-Becken dargestellt.

Es handelt sich hierbei um eine Areal südwestlich von Schallodenbach / Pfalz, das als „Kornkiste“ bezeichnet wird. Hier sind in einer mehrere hundert Meter mächtigen Abfolge aus monotonen Siltsteinen vereinzelt vulkanische und organisch reiche Lagen eingeschaltet. Wegen der monotonen Gesteinsmatrix, dem Vorkommen von Urananreicherungen in unterschiedlicher Tiefenlage und der Präsenz von Störungen ist diese Fläche ein besonders interessantes Studienobjekt.

Die Gesteine wurden während der Rotliegend-Zeit, vor etwa 290 Millionen Jahren abgelagert. Damals herrschte hier reger Vulkanismus. Neben Gesteinen wie den Rhyolithen des Donnersbergs und bei Bad Kreuznach, die die Erdoberfläche teilweise erst später durch Abtragung ihrer Deckschichten erreichten, wurden durch heftige Eruptionen, Vulkanexplosionen, auch Vulkanaschen (Tuffe) ausgeworfen und in mehreren Metern Mächtigkeit abgelagert (Haneke et al. 1979). Zwischen den Vulkanaschefällen kamen im Bereich der Untersuchungsfläche immer wieder Sedimente aus Seen zur Ablagerung. Sie zeigen, dass der Vulkanismus über längere Zeit aktiv war. Da, wo Vulkanaschen erodiert und anschließend mit See- (oder andernorts Fluss- oder marinen Sedimenten) zu einem Sediment vermischt wurden, spricht man von Tuffiten. Reine, nicht wieder umgelagerte Aschenlagen, bezeichnet man dagegen als Tuffe.

Obwohl ihr Fördergebiet nicht bekannt ist, sind die Tuffe im Bereich der Untersuchungsfläche chemisch vergleichbar mit den Rhyolithen des Donnersbergs oder bei Bad Kreuznach, weshalb sie als rhyolithische Tuffe bezeichnet werden. In der gasförmigen und flüssigen Phase (vor allem Wasserdampf) rhyolithischer Magmen sind im Vergleich

zu basaltischen Magmen solche Elemente angereichert, die wegen ihres großen Ionen-durchmessers oder ihres ungünstigen Ionenpotentials bei der Mineralbildung im Magma nicht in Minerale eingebaut wurden. Zu diesen Elementen gehört auch Uran. Eine sekundäre, u.U. bedeutende Anreicherung des Urans aus den Rhyolithen und rhyolithischen Tuffen erfolgt durch Verwitterung und Lösungsvorgänge. Mit versickernden Regenfällen werden vor allem sechswertige Uranverbindungen in den oberflächennahen Schichten leicht gelöst und abgeführt, während die vierwertigen Uranverbindungen nahezu unlöslich sind und deshalb nur partikulär transportiert werden. Bedeutende sekundäre Anreicherungen von Uran entstehen deshalb dort, wo sich Reduktionsfallen bilden, in denen das sechswertige Uranylion reduziert und damit immobil wird.

Bevor der sogenannte Rhyolithische Tuff 3 (Abb. TA1-1) weiträumig im Umfeld des Donnersberges abgelagert wurde, existierte hier in Teilen ein See, in dem auch organische Reste von Algen bis Holz abgelagert wurden. Der Tuff 3 fiel in mehreren Metern Mächtigkeit in diesen See und überdeckte die Seesedimente samt dem eingebetteten organischen Material. Letzteres ist heute als Kohlenflöz unter dem Tuff 3 überliefert und wirkt als Reduktionsfalle für das aus den überlagernden Tuffen ausgespülte Uran (Abb. TA1-1). Das Kohlenflöz wurde so zu einer bedeutenden Radonquelle. Außerhalb des ehemaligen Sees, der einen Durchmesser von mindestens 25 Kilometern besaß, sind sowohl der Tuff 3 als auch die unterlagernden Schichten mangels Reduktionsfalle heute radiologisch weitgehend unauffällig.

Geochemische Analysen während Uran-Prospektionsarbeiten in den Jahren 1978/79 ergaben in den sich aus den organisch reichen Seesedimenten gebildeten Kohlen Uran-konzentrationen zwischen 100 und über 800 ppm (Haneke et al. 1979). Das ist das 40 bis über 300fache des Hintergrundwertes für Deutschland. In einer mehr als 10 km nordwestlich von der Kornkiste gelegenen Forschungsbohrung, bei Winnweiler (Winnweiler 1050, Abb. TA1-1), wurde der Tuff 3 in 100 m Tiefe erbohrt (Haneke 1998). Gammastrahlungsmessungen im Bohrloch ergaben hier vor allem im Basisbereich des Tuffs, im Kohlenflöz, hohe Strahlungswerte (Abb. TA1-1). Die Ausbisslinie (Schnittlinie mit der Erdoberfläche) des Tuff 3 und der Kohlen an der Basis dieses Tuffes verlaufen an der Kornkiste parallel der Straße im nordwestlichen Bereich der Abbildung TA1-2.

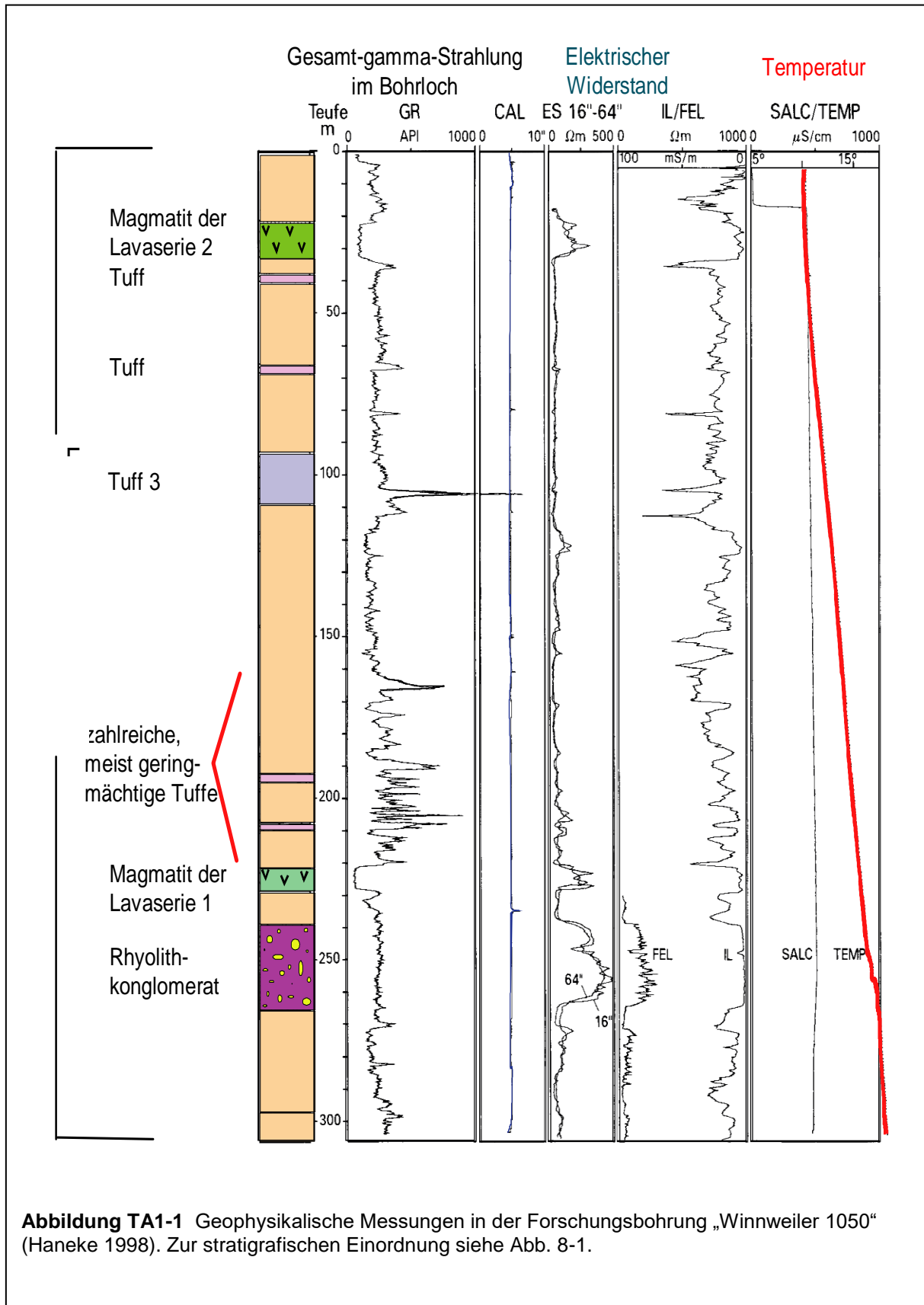


Abbildung TA1-1 Geophysikalische Messungen in der Forschungsbohrung „Winnweiler 1050“ (Haneke 1998). Zur stratigrafischen Einordnung siehe Abb. 8-1.

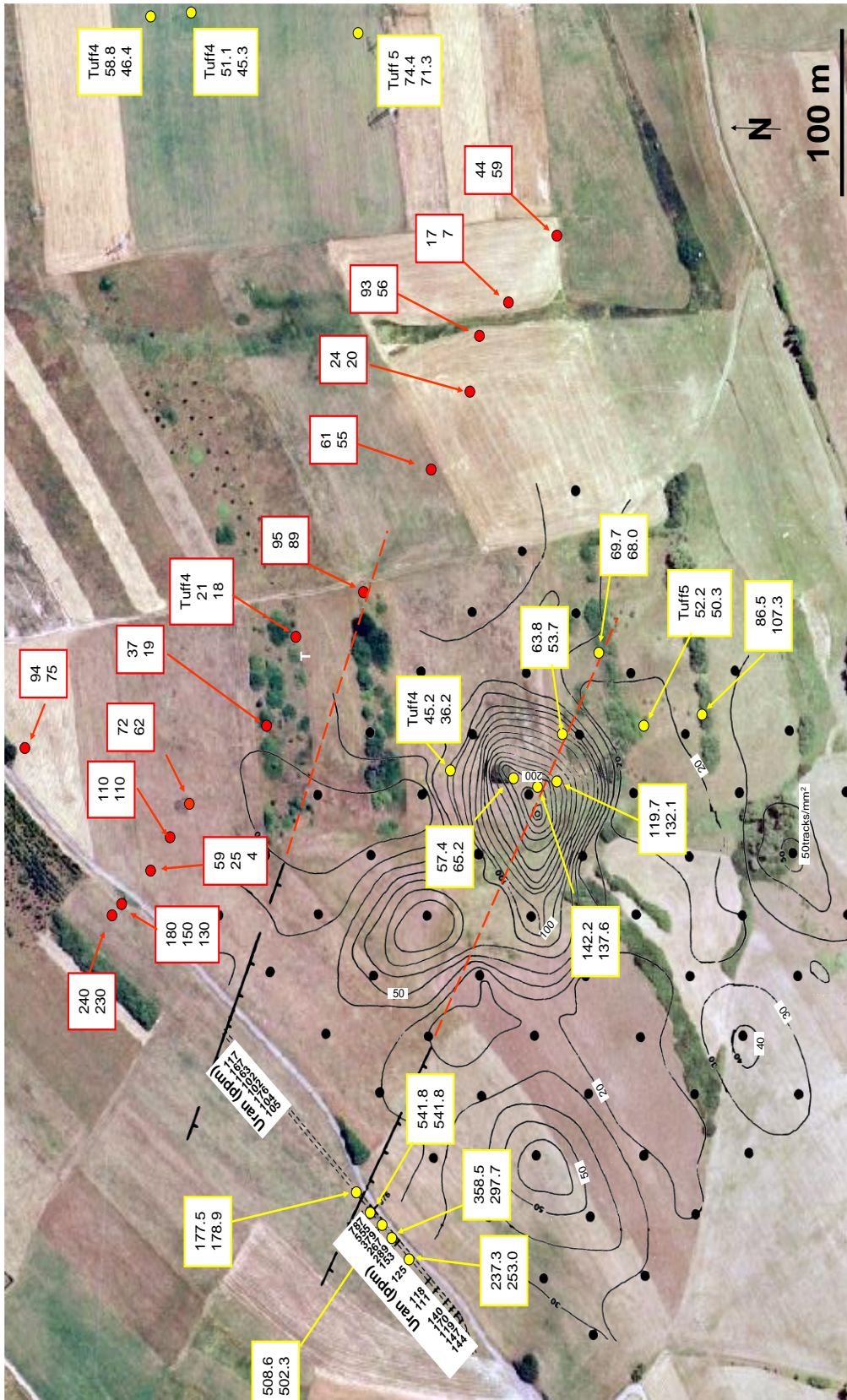
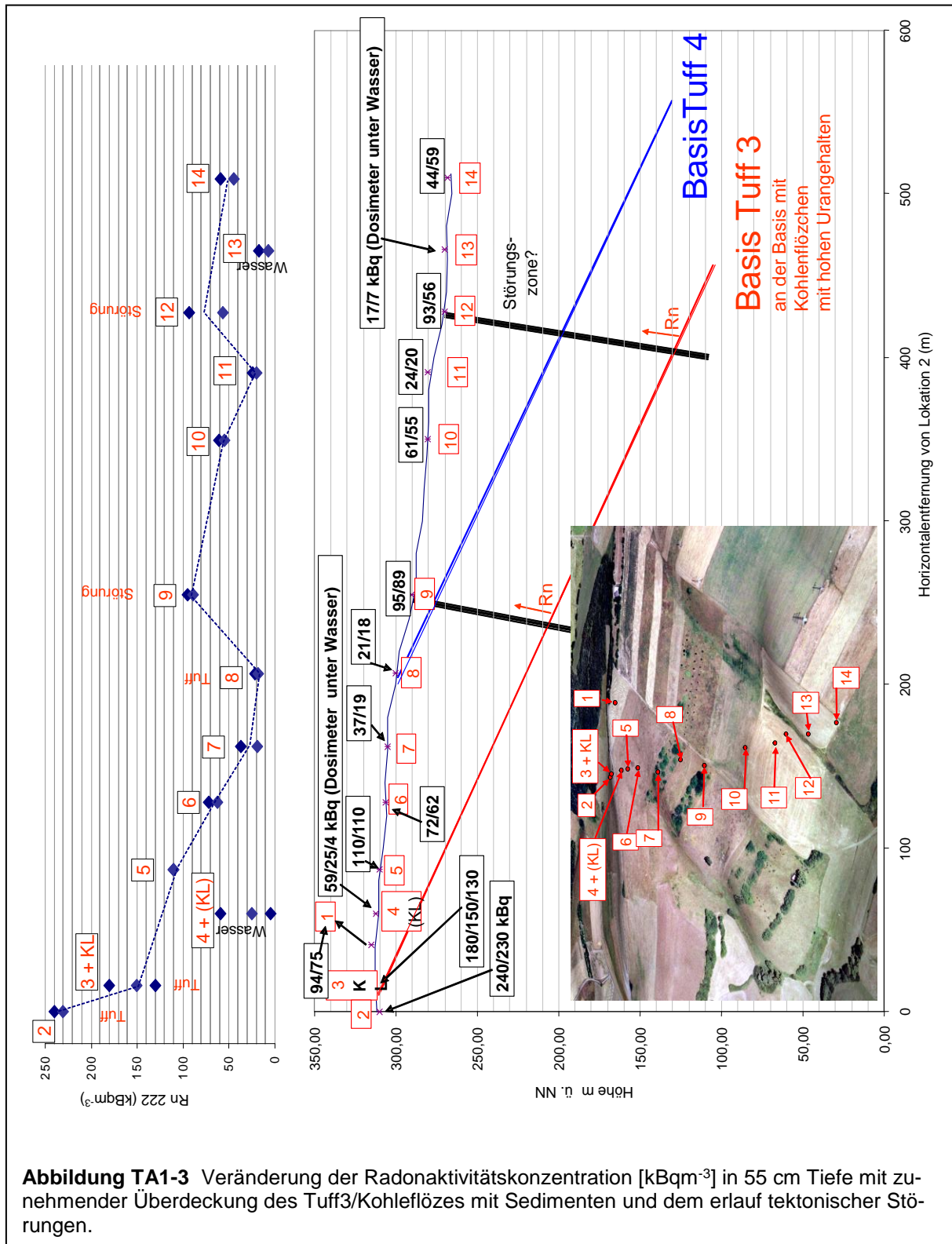


Abbildung TA1-2 Luftbild der „Kornkiste“ mit Radonaktivitätskonzentrationen (rote u. gelbe Kästchen), Isoliniendarstellung der Alphastrahlung in der Bodenluft und Urankonzentrationen. Die roten gestrichelten Linien sind die Projektion der an der Straße eingemessenen Störungen (schwarze Linien).



Durch tektonische Bewegungen sind die Schichtflächen hier mit etwa 25° nach Südosten geneigt. Die Neigung (Einfällen) der Schichtflächen ist stärker als das des ebenfalls in diese Richtung geneigten Hanges (Abb. TA1-3).

Um die von Tuff 3 und den darüber liegenden Gesteinen verursachte Radonfreisetzung zu messen, wurden entlang einer NW-SE orientierten Profillinie (rote Punkte in Abb. TA1-2) im Februar 2007 an 14 Lokationen jeweils 2-3 Kernspurdetektoren mit „Sonde“ in jeweils 55 cm Tiefe versenkt. Die damals verwendeten Kernspurdetektoren waren auch für Messungen unter Wasser geeignet.

Abbildung TA1-3 zeigt im unteren Teil schematisch das Einfallen der Basis von Tuff 3 und Tuff 4 und ihren zunehmenden Abstand zur Erdoberfläche (schwarze dünne Linie). Auf der Erdoberfläche eingetragen sind die Punkte der Radonmessung (Bohrnummer – rote Zahlen) mit den Radon-222-Aktivitätskonzentrationen in Kilobequerel pro Kubikmeter (schwarze Zahlen). Im oberen Teil der Abbildung TA1-3 sind die Radon-222-Konzentrationen als Graph entlang der Profillinie aufgetragen.

Mit 240 bzw. 230 kBq/m³ sind die Radon-222-Aktivitätskonzentrationen an der Basis von Tuff 3 unmittelbar über der Kohle am höchsten. Höher im Tuffhorizont (Messpunkt 3 – 3 Bohrlöcher im Abstand von 1-2 m) sind die Radonaktivitätskonzentrationen mit 130-180 kBq/m³ bereits geringer. Vergleichsuntersuchungen mit einem AlphaGuard ergaben an einer vierten Bohrung bei Punkt 3 (neben Exposimeter mit 180 kBq/m³) gleiche maximale Radon-222-Aktivitätskonzentration von 180 kBq/m³. Die Radon-222-Aktivitätskonzentrationen nehmen entlang des Profils in den einförmigen Siltsteinen mit zunehmender Überdeckung des Tuff3 samt basalem Kohlenflöz allmählich ab. Eine Ausnahme von diesem bis zum Punkt 8 bestehenden Trend stellen die drei Kernspurdetektorenmessungen mit sehr unterschiedlichen Radon-222-Aktivitätskonzentrationen an Punkt 4 dar. Diese Bohrungen waren voll Wasser, weil sie innerhalb eines Quellhorizontes über wasserstauenden Schichten liegen. Auch in den Bohrungen am Punkt 13 stand beim Bergen der Exposimeter bis etwa 40 cm unter der Oberfläche Wasser. In allen anderen Bohrungen ergaben Bodenfeuchtebestimmungen Werte zwischen 15 und 18 % Wassergehalt. Punkt 8, bis zu dem die Radon-222-Aktivitätskonzentrationen allmählich abnehmen, liegt innerhalb Tuff 4. Mit 21 und 18 kBq/m³ ist dieser Tuff somit nicht auffällig. Am folgenden Punkt 9 wurden aber wieder 95 bzw. 89 kBq/m³ gemessen, mit anschließend graduell über Punkt 10 (61 u. 55 kBq/m³) bis Punkt 11 (24 u. 20 kBq/m³) abnehmender Radon-222-Aktivitätskonzentrationen. An Punkt 12 steigt die Radon-222-Aktivitätskonzentration wieder kräftig an, um anschließend wieder abzunehmen. Der Grund für den zweimaligen Wiederanstieg der Radonaktivitätskonzentration entlang der Profillinie sind zwei steilstehende Störungen. Die rot gestrichelt Linie zeigt den wahr-

scheinlichen Verlauf der Störung, die während des Baus einer Wasserleitung am Feldweg aufgeschlossen war (Haneke et al. 1979). Die andere vermutete, nicht direkt aufgeschlossene Störung verläuft in der geraden Entwässerungslinie von Nord nach Süd. Auf die Existenz einer Störung in diesem Bereich deutet auch die versetzte Schichtenfolge, die sich bei der zweiten Exposimetaerauslage (gelb umrandete Lokationen) zeigte. Beide Störungssystemen sind offensichtlich Aufstiegsbahnen für Radon aus dem Kohlenflöz unter Tuff 3 bzw. für mit Radonmutternukliden beladene Wässer. Tuff 3 liegt an Punkt 9 etwa 80 m unter der Oberfläche an Punkt 12 sogar ~140 m.

Die zweite Exposimetaerauslage beprobte gezielt die Tuffe 4 und 5 (in Abb. 7-5 rechts), um abzuklären, ob diese Tuffe möglicherweise auch einen Beitrag zu den erhöhten Werten an Punkt 9 und 12 geleistet haben könnten. Keine der in Tuff 4 und 5 gemessenen Radon-222-Aktivitätskonzentrationen erreicht aber Werte von 90 kBq/m^3 .

Seit 1978/79 ist bekannt, dass entlang des Feldweges die Urankonzentrationen in Richtung auf SE verlaufender Störungen ansteigen, direkt an den Störungen aber wieder absinken. Grund dafür ist der laterale Transport von Uran mit der Bodenfeuchte in Richtung auf die Störung. Im Störungsbereich selbst ist durch die stärkere Durchfeuchtung Uran weniger stark angereichert. In der zweiten Exposimetaerauslage wurde gezielt versucht ein Exposimeterprofil, bestehend aus 5 Lokationen (gelbe Punkte), entlang der Straße über ein Profil im Jahr 1979 gemessener Uranwerte zu legen. Von SW nach NO in Richtung auf die Störung nehmen die Urankonzentrationen von etwa 100 auf über 800 ppm zu (Abb. TA1-2). Unmittelbar nordöstlich der Störung, wo niedrigere Urankonzentrationen angenommen werden, liegen keine Urananalysen vor. Trotzdem wurden auch dort zwei Kernspurdetektoren platziert. Radon-222-Aktivitätskonzentrationen von 237 bzw. 253 kBq/m^3 wurden im Bereich mit etwa 125 ppm Uranoxid gemessen, bei 200 ppm waren es 358 bzw. 297 kBq/m^3 . Im Bereich der höchsten Urankonzentrationen (>300-800 ppm) kurz vor der Störung erreichten die Radonkonzentrationen über 500 kBq/m^3 . Nordöstlich der mit etwa 80° nach SW einfallenden Störung wurden „nur“ noch etwa 180 kBq/m^3 registriert.

Abbildung TA1-2 zeigt eine Isoliniendarstellung. Sie interpoliert während der Prospektion 1979 gemessene Werte der Alphastrahlung in der Bodenluft (schwarze Punkte). Feststoffdetektoren wurden damals innen am Boden von Plastikbechern befestigt und mit der Öffnung nach unten in Bohrlöcher versenkt. Aufgrund dieser Messanordnung, ohne Diffusionssperre, wurden aber, anders als von den für dieses Projekt verwendeten

Kernspurdetektoren nicht nur Radon-222, sondern auch die kurzlebigeren Radonisotope gemessen. Die Einheit der Daten ist die Anzahl der Spaltspuren pro Flächeneinheit (tracks/mm²) auf dem Feststoffdetektor.

Die Isoliniendarstellung zeigt eine sehr ausgeprägte Anomalie mit einem Maximum in dem Bereich, der wahrscheinlich von der Störung durchzogen wird, über der am Feldweg eine Radonkonzentration von 540 kBq/m³ gemessen wurde. Die Extrapolation der am Feldweg auskartierten und eingemessenen Störung kann nur die ungefähre Lage der Störung annähern. Die Überdeckung des Kohlenflözes mit Sedimenten beträgt im Bereich des Maximums der Anomalie etwa 80 m. In der Umgebung der Anomalie ausgebrachte Exposimeter bestätigen die Anomalie als ein Radonaktivitätsmaximum. Im Bereich der mit den wenigen Messpunkten ermittelten maximalen Radonkonzentration verschwindet der ansonsten kräftige Graswuchs zugunsten einer nur lokal auftretenden dünnen Krautschicht. Offensichtlich herrschen im Bereich der Anomalie günstige Aufstiegsbedingungen für Radon, die nicht überall entlang der Störung gegeben sind, zumindest deutet die Form der Isolinien dies in Richtung auf den Feldweg nicht an. Möglicherweise ist die Störung dort durch feinkörnigere, tonigere Sedimente (s.o. Quellhorizont) verschmiert und teilweise versiegelt. Tuff 4 (nördlich der Anomalie) und Tuff 5 (südlich der Anomalie) tragen auch hier nicht zur Anomalie-Bildung bei. Auffällig ist, dass das Anomalie- maximum der Isoliniendarstellung im Bereich des Schnittpunktes des Nord-Süd gerichteten Tales und der extrapolierten Störung liegt.

Das Beispiel der Kornkiste zeigt auf eindrucksvolle Art die Bedeutung detaillierter Kenntnisse nicht nur der regionalen, sondern auch der lokalen Geologie bei der Festlegung von repräsentativen Radonmesspunkten für eine Radonkartierung zur Erstellung von Radonpotentialkarten.

Textanhang 2:

Beispiel für kleinräumige Variation der Radonkonzentration durch tektonische Brüche im Festgestein und in Lockersedimenten

Es ist in der Literatur vielfach beschrieben, dass entlang von tiefreichenden Verwerfungen erhöhte Radonkonzentrationen beobachtet wurden (z.B. Kemski 1993, Ioannides et al. 2003). Grund dafür ist, dass auch die Exhalation aus tieferliegenden Radonquellen entlang der Trennflächen in der Erdkruste bis an die Erdoberfläche aufsteigen kann. Deshalb wurden Radonkartierungen in der Vergangenheit auch oftmals zur Suche nach im Untergrund (unter Bedeckung) verborgenen Störungen (Verwerfungen) eingesetzt. Ebenso wurden Radonmessungen zur Auffindung von Störungszonen über Erdöl- und Erdgaslagerstätten und damit zu deren Erkundung eingesetzt.

Während der Bereich der Randschollenverwerfung (s.u.) am westlichsten Oberrheingrabenrand südlich von Bad Dürkheim in einem dünnbesiedelten Waldbiet verläuft, ist der Bereich der Randstörungszone (s.u.) im nördlichen Verlauf des Oberrheingrabens intensiv genutzt. Das gleiche gilt für die Grenze zwischen Rand- und Zwischenschollen des Grabens und ebenso an der Zwischenschollenverwerfung am Übergang zu den Grabenschollen (s.u.). Hier befinden sich größere Siedlungen und Städte wie z.B. Landau, Neustadt, Bad Dürkheim, Grünstadt, Worms, Nierstein/Oppenheim.

Der durch junge Erdbewegungen zerstückelte Bereich der Grabenschollen (z.B. Ludwigshafen) wurde nach der Rheinregulierung, Eindeichung und Industrialisierung einer der dichtbesiedeltesten Räume Deutschlands. Vor diesem Hintergrund ist es wichtig, die Bedeutung von Leitungsbahnen entlang von tiefreichenden Störungen für den Radonaufstieg bzw. den Aufstieg von Radonmutternukliden mit Fluiden aus dem Untergrund zu untersuchen.

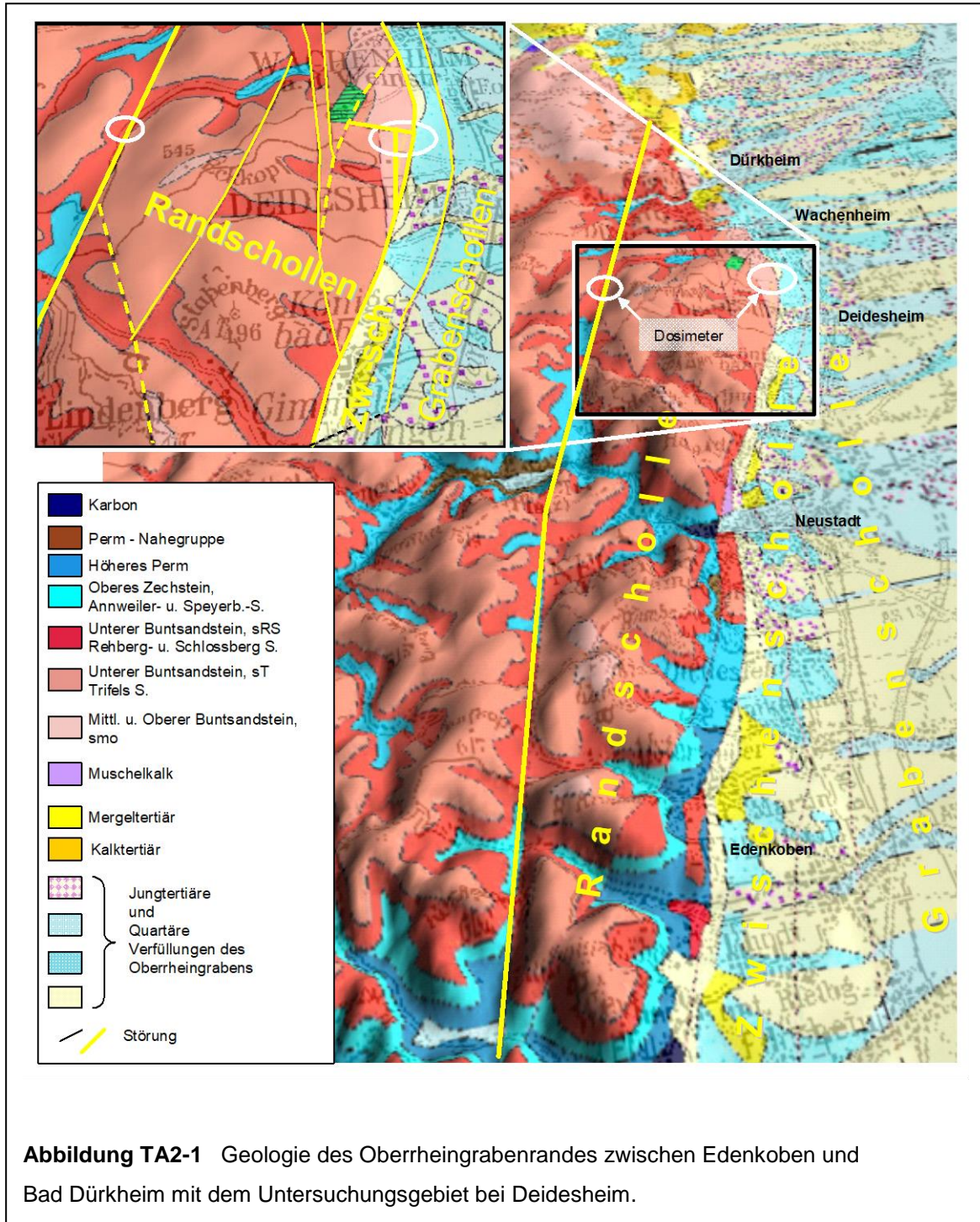
„Als Oberrheingraben bezeichnet man einen in NNE-SSW-Richtung angelegten tektonischen Grabenbruch von etwa 300 km Länge und durchschnittlich 36 km Breite. Seine Entstehung begann vermutlich im Miozän vor ca. 45 Millionen Jahren. Sie wird erklärt durch eine Aufwölbung des Oberen Erdmantels, die zu einem Zerreißen und gravitativen seitlichen Abgleiten der darüberliegenden Erdkruste führte. Entlang der Kammlinie der Mantelaufwölbung entstand eine Zerrstruktur, in die Teile der Erdkruste einbrachen und auch heute noch mit bis zu 0,7 mm pro Jahr absinken.“

Nach Norden lässt sich der Oberrheingraben bis an den Südrand des Taunus verfolgen, im Süden reicht er bis in die Gegend von Basel. Stellenweise hat er seit seiner Entstehung eine über 3000 m mächtige Sedimentfüllung aufgenommen und war dabei zeitweise Teil einer Meeresstrasse zwischen der tertiären Nordsee und dem damaligen Mittelmeer“ (LGB 2005).

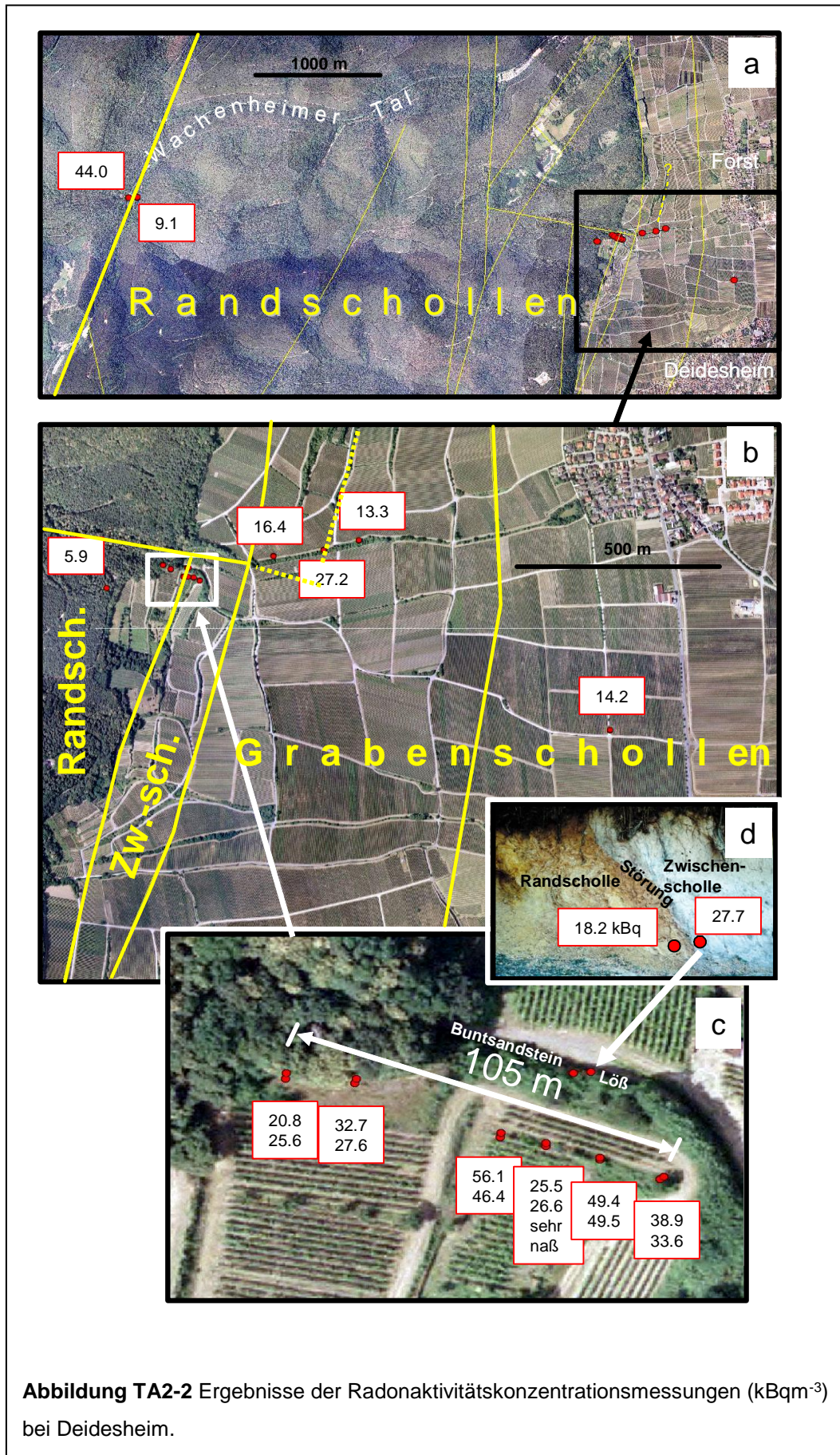
Die sehr uneinheitlich mächtige Sedimentfüllung rührt daher, dass der Graben nicht ein zusammenhängender Gesteinsblock ist und als solcher wie ein Firststein en bloc bei Aufweitung eines Gewölbes eingesunken ist. Stattdessen sind die Grabenteile staffelbruchartig, vergleichbar einer Rolltreppe, vom Grabenrand zum Grabeninneren abgeglitten. Nach Lage, Ausmaß der Absenkung und Sedimentüberdeckung ordnet man diese abgesunkenen Schollenteile des Grabens unterschiedlichen Grabenzonen zu. Man unterscheidet die Bereiche der Randschollen, der Zwischenschollen und der Grabenschollen.

Zu den **Randschollen** gehören die am wenigsten abgesunkenen Gesteinsblöcke, die an der Erdoberfläche auch aus den ältesten Gesteinen bestehen. Am westlichen, dem rheinland-pfälzischen Oberrheingrabenrand sind das meist Gesteine des Erdmittelalters (Mesozoikum), beginnend mit den Steinen des Buntsandstein, gefolgt von zunehmend jüngeren mesozoischen Gesteinen des Muschelkalk, Keuper und Juras und schließlich tertiären Gesteinen. Diese jüngeren Gesteine sind auf den stärker abgesunkenen Schollen der Randschollengruppe erhalten, wo sie weniger stark der Abtragung ausgesetzt waren als in den höchsten Schollen. Dort sind sie vollständig abgetragen und nur der darunterliegende Buntsandstein ist erhalten geblieben. In den tief in den Buntsandstein eingeschnittenen Tälern und am Hangfuss, am morphologischen Übergang in den Oberrheingraben sind häufig noch ältere als buntsandsteinzeitliche Gesteine freigelegt. Diese sind im wesentlichen permzeitliche Sedimente, seltener noch ältere Karbonsedimente. Kleine Vorkommen sehr alter, vor mehr als 600 Mio. Jahren gebildeter Kristallingesteine, findet man bei Edenkoben und an der morphologischen Grabenrandstufe westlich von Landau.

Die sich an die Randschollen anschließende **Zwischenschollen** sind tiefer als die Randschollen abgesunken und sind von wenigen Zehnermetern bis 200 m mächtigen Paketen junger Lockergesteine überdeckt. Ablagerungen des Rheins und seiner Zuflüsse, sowie Hangabspülungen und Staub- und Sandanwehungen haben diese Lockergesteine über den Zwischenschollen aufgehäuft. An den schmalsten Stellen ist der Bereich



der sonst bis zu mehreren Kilometer Breite erreichenden Zwischenscholle nur wenige hundert Meter breit (z.B. bei Deidesheim). Entlang der Zwischenschollenverwerfungen folgen zum Grabeninneren hin die noch tiefer als die Randschollen abgesunkenen **Grabenschollen**. Im Bereich von Bad Dürkheim sind mit 130 m die höchsten Versatzbeträge (Sprunghöhe) zwischen Zwischen- und Grabenschollen bekannt.



Am Westrand des Grabens, Im Bereich der Ortschaften von Deidesheim und Forst, wurden die Einflüsse von tektonischen Strukturen, die den Randschollen und Zwischenschollen zugeordnet werden können, auf die Radonkonzentration in der Bodenluft exemplarisch untersucht.

In der Abbildung TA2-1 ist die Geologie der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes bei Deidesheim und westlich davon im Wachenheimer Tal dargestellt. Da die Verwerfungen fast immer von Böden und jungen Sedimenten überdeckt sind, werden eine exakte auf wenige Meter genaue Lokalisierung des Störungsverlaufes mit zunehmender Lockersedimentbedeckung und damit die Zuordnung von Radonanomalien zu diskreten Verwerfungsflächen zunehmend schwieriger.

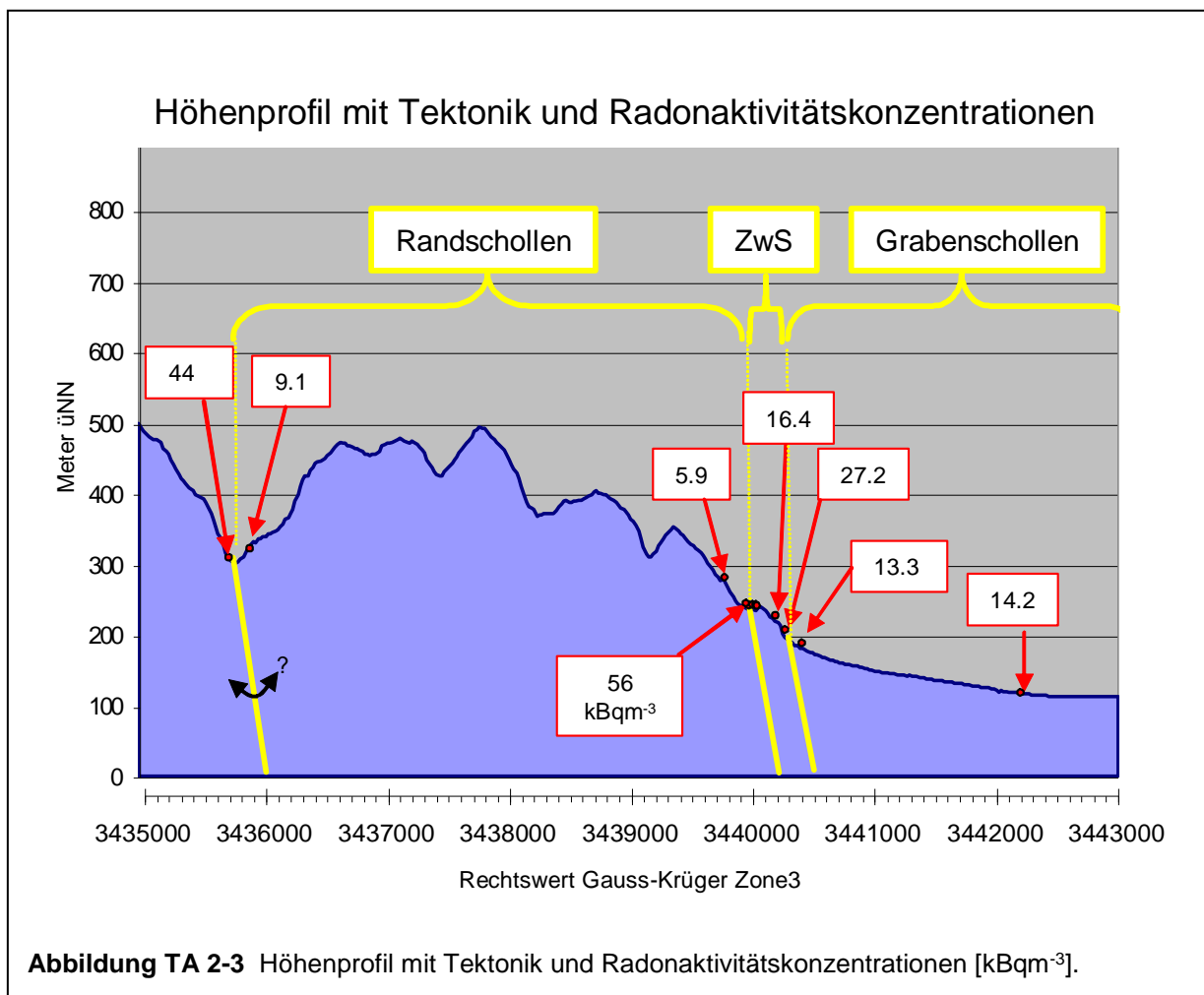
Zwischen Deidesheim und Forst ist die Grenze zwischen der 3-4 km breiten Randscholle und der sich grabenseitig anschließenden weniger als 300 m breiten Zwischenscholle u. a. in einem Weganschnitt (Foto in Abb. TA2-2) aufgeschlossen. Die Störung zwischen Randscholle und Zwischenscholle ist deshalb exakt zu lokalisieren und durch Radonmessungen zu beproben.

Über den Bereich dieser Störung wurde im Februar 2007 über den Zeitraum einer Woche eine Serie von Dosimetern in Schutzsonden in 1 m Tiefe (zwei Ausnahmen, 80cm) ausgelegt. Die gesamte ausgelegte Profillinie liegt innerhalb einer breit angelegten Zone innerhalb derer der Buntsandstein durch tektonische Bewegungen mehr oder weniger stark zerschert und verwittert ist, wobei der Zersetzungsgrad in Richtung auf die Störung zunimmt. Auch innerhalb des grabenseitig sich an die Hauptstörung anschließenden Löß sind weitere kleinere Abschiebungen zu erkennen.

Im Hang wurden an der Störung jeweils in 50 cm horizontal in die Wand vorgetriebenen Bohrungen in den über der Störungsbahn liegenden Lössen $27,7 \text{ kBqm}^{-3}$ („Zwischenscholle“ in Foto in TA2-2) und im verfalteten Buntsandstein $18,2 \text{ kBqm}^{-3}$ gemessen. Diese Werte sind möglicherweise auch wegen der größeren Nähe zur Exhalationsfront (Oberfläche) geringer als die direkt über der Störung in 1m tiefen Vertikalbohrungen registrierten Radonkonzentrationen ($56,1$ und $46,4 \text{ kBqm}^{-3}$). Mit zunehmender Entfernung von der zentralen Hauptstörung nehmen die Radonkonzentrationen innerhalb der weiter gefassten Störungszone nach außen ab. Lediglich das Paar $25,5$ und $26,6 \text{ kBqm}^{-3}$ (80 cm Tiefe) stört dieses Bild. Tatsächlich waren diese beiden Bohrungen zum Zeitpunkt der Dosimeterbergung als einzige Bohrungen ab 30 cm Bodentiefe mit Wasser verfüllt. Die anderen Bohrungen waren relativ trocken und ohne freies Wasser. Als Hintergrund-

wert wurde 100 m entfernt von der Störung im ungestörten Buntsandstein eine Radonkonzentration von $5,9 \text{ kBq m}^{-3}$ gemessen. Die Radonkonzentrationen in der Störung zwischen Rand- und Zwischenscholle betragen damit etwa das 10-fache des lokal gesteinsüblichen Wertes.

Durch das Wachenheimer Tal (links in Abb. TA2-2 und TA2-3) verläuft in NNO-Richtung die Störung, die die Randscholle vom Pfälzerwald trennt. Die Störung ist nicht abgeschlossen, die Anordnung der Radonmesspunkte erfolgte nach morphologischen Kriterien. Es ist aber unwahrscheinlich, dass die Störungsbahn durch die Messpunkte exakt getroffen wurde. Im Bereich des vermuteten Störungsverlaufes steigen die Werte auf das 5-fache (44 kBq m^{-3}) gegenüber dem auf der anderen, 100 m entfernten östlichen



Talflanke liegenden Radonmesspunktes ($9,1 \text{ kBq m}^{-3}$).

Die Störung im Grenzbereich zwischen Zwischenscholle und Grabenscholle ist ebenfalls von Sedimenten überdeckt. Auch hier ist es unwahrscheinlich, dass genau der zentrale Störungsverlauf getroffen wurde. Über dem vermuteten Verlauf der Störung wurde eine Radonkonzentration von 27,2 kBq/m³ gemessen, innerhalb der Zwischenscholle (16,4 kBq/m³) und über der Grabenscholle (13,3 und 14,2 kBq/m³) geringere Radonkonzentrationen. Auch über dieser Störungszone ist der Radonwert damit höher als im umgebenden Gestein.

Im untersuchten Gebiet bei Deidesheim betrug der Grad der Radon-Erhöhung zwischen Rand- und Zwischenscholle das fast 10-fache des Wertes im umgebenden Gestein. Für die beiden anderen Störungen unter Lockersedimentüberdeckung kann nur ein Minimum der Erhöhung angegeben werden, weil es eher unwahrscheinlich ist, dass diese Störungen mit den Probenpunkten genau getroffen wurden. Zwischen Pfälzerwald und Randscholle ist der Wert demnach mindestens 5-fach höher als der Hintergrund. Dieser „Hintergrundwert“ ist allerdings möglicherweise selbst durch die sehr nahe Störung erhöht. Zwischen Zwischen- und Grabenscholle ist die Radonkonzentration in den mehrere Meter mächtigen Lockersedimenten über dem vermuteten Störungsverlauf im untersuchten Bereich auf mindestens das Doppelte erhöht.