



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

**Radon-Messtechnik und Analyse von
Einflussfaktoren auf die Radon-
Konzentrationsverteilung in Innenräumen hinsichtlich
der Umsetzung der EU Richtlinie 2013/59/EURATOM**

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades an der
Universität für Bodenkultur Wien

Eingereicht von

DI Franz Kabrt, Bsc
0507074

Betreuer:
HR Univ. Prof. Dipl. -Ing. Dr. Franz Josef Maringer

Beratungsteam:
Univ. Prof. Dipl. -Ing. Dr. Dr. h. c. mult. Martin H. Gerzabek
ao. Univ. -Prof. i. R. Mag. Dr. Harry Friedmann

Department für Wald- und Bodenwissenschaften

Wien, März 2019

Erklärung zur Verfassung der Arbeit

Hiermit erkläre ich, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst habe, dass ich die verwendeten Quellen und Hilfsmittel vollständig angegeben habe und dass ich die Stellen der Arbeit - einschließlich Tabellen, Karten und Abbildungen - die anderen Werken oder dem Internet im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, auf jeden Fall unter Angabe der Quelle als Entlehnung kenntlich gemacht habe.

Wien, am

(Franz Kabrt)

Zusammenfassung

Durch Diffusion aus dem Boden oder Emanation aus den Wände gelangt das radioaktive Edelgas Radon in die Raumluft von Innenräumen. Nach dem Einatmen von Radon-haltiger Raumluft wird durch die beim Zerfall freigesetzte Strahlung direkt das Lungengewebe geschädigt. Radon wurde von der WHO nach dem Rauchen als häufigste Ursache für Lungenkrebskrankungen identifiziert. Innerhalb der EU Richtlinie 2013/59/EURATOM sind grundlegende Sicherheitsnormen für den Schutz vor den Gefahren einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung festgelegt. Diese beinhalten auch den Schutz vor Radon am Arbeitsplatz und in Innenräumen. Unter anderem sollen Erhebungen durchgeführt werden, um Gebiete zu ermitteln in denen die Radon-Aktivitätskonzentrationen in Innenräumen den Referenzwert in beträchtlicher Anzahl überschreiten.

In zwei österreichischen Gebieten wurden Messungen der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas, der Permeabilität des Bodens, der Aktivitätskonzentration von Radium und Uran im Boden, der Ortsdosisleistung über den Probenahmestellen und Innenraummessungen durchgeführt. Die verschiedenen Messwerte werden untereinander auf Korrelationen untersucht. Dazu werden die gemessenen Radon-Aktivitätskonzentrationen im Bodengas interpoliert, um Werte direkt an den Orten der Innenraummessungen zu erhalten und diese vergleichen zu können. Anhand der Analyse soll abgeschätzt werden, welche Parameter sich wie stark auf die resultierende Radon-Innenraumkonzentration auswirken.

Wie zu erwarten, wird eine relativ hohe Korrelation zwischen Uran und Radium festgestellt, und zwischen Radon und Radium bereits einen deutlich niedrigere. Zwischen der Permeabilität und Radon wird keine Korrelation festgestellt. Die Interpolation von der Aktivitätskonzentration im Bodengas wird zur hypothetischen Vorhersage herangezogen, ob der Richtwert in Innenräumen unter- oder überschritten wird. Die Methode weist bis zu 64 % richtiger hypothetischer Vorhersagen auf. Bei einem Vergleich des Quotienten zwischen der Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas und in Innenräumen zeigt sich ein Zusammenhang zwischen Unter- und Überschreiten des Richtwerts. Dieses Resultat weist auf einen höheren Einfluss der Gebäudebauweise auf die Innenraum Aktivitätskonzentration hin, als durch die Höhe der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas hin.

Um etwaige Einflüsse Radium-haltiger Baustoffe auf die Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen abschätzen zu können, ist es sinnvoll die Emanation, also das frei werdende Radon aus einem Material, zu messen. Innerhalb eines EURAMET Projektes wurde dazu eine vereinfachte und simple Messmethode entwickelt, um die Emanation von Radon aus Baustoffen bestimmen zu können. Der Messmethode folgend, wird das pulverisierte Material mit einem passiven Radon Detektor in einen Exsikkator geschlossen. Aus Untersuchungen der Rück-Diffusion

von Radon in das Material und der Dichtheit des Behälters kann geschlossen werden, dass diese Parameter vernachlässigbar sind. So kann schließlich, aus der Exposition des eingeschlossenen Detektors über die Aufbaukurve von Radon im Exsikkator, die Emanation von Radon aus dem Material ermittelt werden.

Das Radon-Potenzial und Messen von Baustoffen bieten gute Möglichkeiten zur Abschätzung der Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen. Einflussfaktoren und deren Ausmaß können identifiziert werden, wodurch die Forderungen der EU Richtlinie zielgerichtet umgesetzt werden können.

Abstract

The radioactive noble gas radon can get inside buildings through diffusion from the soil and emanation from walls. After the inhalation of radon containing air, the radiation, generated by its decay, can directly harm the lung's tissue. The WHO identifies radon and its progenies as the greatest cause for lung cancer after smoking. The EU Council Directive 2013/59/EURATOM lays down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation and includes specific protection against radon at workplaces and at home. Among others, surveys of indoor radon concentrations and soil gas concentrations shall be conducted for the purpose of identifying areas, where a large number of buildings exceeds the reference value of the indoor radon concentration.

Measurements of the radon activity concentration in soil gas, the soil's permeability, the activity concentration of radium of the soil and the ambient dose rate above the ground as well as the indoor radon activity concentration in buildings were carried out in two Austrian regions. The measurement results are compared with each other to identify correlations. For this purpose the measured radon activity concentration in soil gas is interpolated to estimate results for locations of the indoor measurements. On that basis, the influence of the different parameters on the resulting indoor radon activity concentration shall be analysed.

Between uranium and radium a comparatively high correlation was found, as expected. The correlation coefficient between radium and radon is lower. The permeability shows no correlation with radon at all. By interpolation of the Radon activity concentration in soil gas at the locations of the indoor measurements, a prediction of whether the indoor activity concentration falls below or exceeds the threshold is attempted. Up to 64 % hypothetical predictions made are correct using this method. The quotient between the Radon activity concentration in soil gas and indoors shows a correlation to indoor activity concentrations exceeding the threshold. That indicates that the building characteristics have a higher influence on the indoor radon activity concentration than the activity concentration in the soil gas.

It is suitable to measure the emanation, which is the radon escaping from the material, in order to estimate the influence of radium containing building materials on the indoor radon activity concentration. Within a EURAMET project a simplified measurement method for the evaluation of the radon emanation has been developed. Following the procedure, pulverised material is put into a desiccator together with a passive radon detector. From analysing the back diffusion of radon into the material and the leakage rate of the chosen measurement set-up, it can be concluded, that these parameters can be neglected. Hence, the emanation of the material can be calculated by the exposure of the detector and the build-up curve of radon within the desiccator.

The results of the measurement and their analysis give more information about the possibilities to estimate the radon activity concentrations in buildings.

The radon potential and measurements of building materials are appropriate for estimating the radon activity concentration in buildings. Factors of influence and their degree can be identified, in order to implement the EU directive in a purposeful way.

Danksagung

Mein aufrichtiger Dank gilt Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Franz Josef Maringer für die fachkundige Betreuung dieser Arbeit und die darüber hinausgehende Unterstützung. Weiters möchte ich mich bei ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Harry Friedmann für seine umstandslose Hilfestellung bedanken. Für die Unterstützung meiner Dissertation danke ich herzlich meinen Kolleginnen und Kollegen Andreas Baumgartner und Michael Stietka des LLC-Labor Arsenal, Hannah Wiedner des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen, Christian Katzlberger, Wolfgang Ringer, Valeria Gruber, Eva Maria Lindner-Leschinski und Fabian Rechberger von der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit.

Weiters bin ich meinen Eltern und meiner Schwester für ihre bedingungslose Fürsorge, ihre Geduld und die finanzielle Ermöglichung meines Studiums dankbar.

Es freut mich Geli mittlerweile als meiner Ehefrau zu danken, für ihre Motivation und Aufmunterung zum Schreiben der Dissertation, für den uneingeschränkten Beistand den sie mir bietet, natürlich für ihre Liebenswürdigkeit und vor allem dafür, dass sie immer für mich da ist.

Neben den erwähnten Personen danke ich all meinen Freunden, meinen Verwandten, meiner Schwiegerfamilie und meinen liebgewonnenen Kollegen die mich auf meinem Lebensweg begleiten.

„Im Grunde sind es doch die Verbindungen mit Menschen, die dem Leben seinen Wert geben.“

Wilhelm von Humboldt

Inhaltsverzeichnis

1. Vorliegende Dissertation	1
I. Rahmenarbeit	5
2. Einleitung	7
2.1. Das Edelgas Radon	7
2.2. Verhalten von Radon in Umwelt und Gebäuden	8
2.3. EU Richtlinie 2013/59/EURATOM	10
2.4. Radon-Potenzial	11
2.5. Dosisbegriff	13
2.6. Wirkung von Radon auf die Gesundheit	15
3. Physikalische Grundlagen	19
3.1. Emanation und Exhalation	19
3.2. Messmethoden zur Emanation und Exhalation	20
3.3. Radon in einem geschlossenen Volumen	21
3.4. Exhalation aus Baustoffen	22
3.5. Verteilung von Radon im Boden	23
4. Angewandte Messtechnik und Methodik	25
4.1. Bodengasmessungen	25
4.2. Innenraummessungen	30
4.3. Mathematische Hilfsmittel	31
4.3.1. Korrelation	32
4.3.2. Inverse Gewichtungsmethode	32
4.3.3. Boxplot	33
5. Ergebnisse	35
5.1. Analyse der Bodengasmessungen	35
5.1.1. Korrelation zwischen Bodenparametern	35
5.1.2. Interpolation der Bodengaswerte und Vergleich mit Innenraumwerten .	36
5.1.3. Quotienten zwischen Radon-Aktivitätskonzentrationen	38
5.1.4. Analyse der Quotienten zwischen den Radon-Aktivitätskonzentrationen	39
5.1.5. Analyse der Gebäudeeigenschaften	42

Inhaltsverzeichnis

5.1.6. Analyse der Quotienten bezüglich der Gebäudeeigenschaften	43
5.1.7. Vorhersage von Innenraumwerten	44
5.1.8. Interpolation der Innenraumwerte	46
5.2. Vereinfachte Messmethode zur Radon-Emanation	47
5.2.1. Messkonzept	47
5.2.2. Dichtheit des Messbehälters	48
5.2.3. Rück-Diffusion	49
5.2.4. Beschreibung der vereinfachten Messmethode	51
6. Diskussion	53
6.1. Radon-Potenzial	53
6.1.1. Korrelation der Bodengasmessungen	53
6.1.2. Korrelation der Bodengasmessungen zu Innenraumwerten	55
6.1.3. Vorhersage von Innenraumwerten	56
6.2. Vereinfachte Messmethode der Radon-Emanation	57
6.3. Ausblick	58
Abbildungsverzeichnis	58
Tabellenverzeichnis	60
Literaturverzeichnis	63
II. Publikationen	69
Study of Parameters Relevant for a better Prediction of the Radon Potential	71
Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential	76
A Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results	83
Indoor Radon, Geogenic Radon Surrogates and Geology - Investigations on their Correlation	90
Introduction and Testing of a Simplified Method for the Evaluation of the Radon Emanation	98
Study of Particular Problems Appearing in NORM Samples and Recommendations for best Practice Gamma-ray Spectrometry	103
Measurement Strategies for Radon in Indoor Air of Waterworks - a Review	107
Anhang	114

1. Vorliegende Dissertation

Die vorliegende kumulative Dissertation handelt von Radon-Messtechnik und Analyse von Einflussfaktoren auf die Radon-Konzentrationsverteilung in Innenräumen hinsichtlich der Umsetzung der EU Richtlinie 2013/59/EURATOM. Thematisch ist die vorliegende Arbeit in die wissenschaftlichen Fachgebiete Radioökologie, Metrologie und Strahlenschutz einzuordnen. Die Inhalte der Publikationen, die der Autor als Hauptautor verfasst hat, werden innerhalb der Rahmenarbeit wiedergegeben.

Die folgende Liste enthält die Informationen über die jeweiligen Publikationen der Dissertation und welche Kapitel der Rahmenarbeit diesen entsprechen. Die entsprechenden Präsentationen sowie Poster sind im Anhang enthalten und werden nur angeführt, wenn diese vom Autor selbst erstellt und präsentiert wurden.

- Study of Parameters Relevant for a better Prediction of the Radon Potential

Franz Kabrt^{1,2}, Andreas Baumgartner², Franz Josef Maringer^{1,2}

¹ BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arltgasse 35, 1160 Wien

² BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

- Kapitel 5.1.1 und 6.1.1
- Hauptautor - veröffentlicht in *Applied Radiation and Isotopes*, Elsevier, 2015
- Poster bei der 20th International Conference on Radionuclide Metrology and its Applications 2015 in Wien

- Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential

Franz Kabrt^{1,2}, Andreas Baumgartner², Harry Friedmann³, Valeria Gruber⁴, Wolfgang Ringer⁴, Franz Josef Maringer^{1,2,5}

¹ BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arltgasse 35, 1160 Wien

² BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

³ Universität Wien, Isotopenforschung und Kernphysik, Währinger Str. 17, 1090 Wien

⁴ AGES - Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Österreichische Fachstelle für Radon, Wienerstraße 8, 4020 Linz

⁵ Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, 1040 Wien

- Kapitel 5.1.2, 5.1.3, 5.1.5 und 6.1.2
- Hauptautor - veröffentlicht in den *Proceedings of the 14th International Congress of the International Radiation Protection Association*
- Präsentation beim 14th International Congress of the International Radiation Protection Association 2016 in Kapstadt

1. Vorliegende Dissertation

- A Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results

Franz Kabrt^{1,2}, Andreas Baumgartner², Michael Stietka², Harry Friedmann³, Valeria Gruber¹, Wolfgang Ringer¹, Franz Josef Maringer^{2,4,5}

¹ AGES - Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Spargelfeldstraße 191, 1220 Wien/ Wienerstraße 8, 4020 Linz

² BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

³ Universität Wien, Isotopenforschung und Kernphysik, Währinger Str. 17, 1090 Wien

⁴ BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arlgasse 35, 1160 Wien

⁵ Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, 1040 Wien

- 5.1.4, 5.1.6, 5.1.7, 5.1.8 und 6.1.3
- Hauptautor - veröffentlicht in *Radiation Protection Dosimetry*, Oxford University Press, 2017
- Präsentation beim 13th International Workshop GARRM (*on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping*)

- Indoor Radon, Geogenic Radon Surrogates and Geology - Investigations on their Correlation

Harry Friedmann¹, Andreas Baumgartner², Markus Bernreiter³, Joachim Gräser³, Valeria Gruber³, Franz Kabrt², Heribert Kaineder⁴, Franz Josef Maringer^{2,5}, Wolfgang Ringer³, Claudia Seidel², Gernot Wurm³

¹ Universität Wien, Isotopenforschung und Kernphysik, Währinger Str. 17, 1090 Wien

² BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

³ AGES - Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Österreichische Fachstelle für Radon, Wienerstraße 8, 4020 Linz

⁴ Land Oberösterreich, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft beziehungsweise Direktion Soziales und Gesundheit, Bahnhofplatz 1, 4021 Linz

⁵ BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arlgasse 35, 1160 Wien

- Mitautor - veröffentlicht in *Journal of Environmental Radioactivity*, Elsevier, 2017

- Introduction and Testing of a Simplified Method for the Evaluation of the Radon Emission

Franz Kabrt¹, Andreas Baumgartner¹, Michael Stietka¹ and Franz Josef Maringer^{1,2}

¹ BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

² BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arlgasse 35, 1160 Wien

- Kapitel 5.2 und 6.2

- Hauptautor - veröffentlicht in *Radiation Protection Dosimetry*, Oxford University Press, 2017

- Präsentation bei der 8th International Conference on Protection against Radon at Home and at Work

- Study of Particular Problems Appearing in NORM Samples and Recommendations for best Practice Gamma-ray Spectrometry

Andreas Baumgartner¹, Michael Stietka¹, Franz Kabrt^{1,2}, Hannah Wiedner^{1,2}, Franz Josef Maringer^{1,2}

¹ BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

² BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arltgasse 35, 1160 Wien

- Mitautor - veröffentlicht in *Applied Radiation and Isotopes*, Elsevier, 2016

- Measurement Strategies for Radon in Indoor Air of Waterworks - a Review

Michael Stietka¹, A. Baumgartner¹, F. Kabrt^{1,2} and F.J. Maringer²

¹ BOKU - Universität für Bodenkultur Wien, LLC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

² BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arltgasse 35, 1160 Wien

- Mitautor - veröffentlicht in *Radioprotection*, EDP Sciences, 2017
- Präsentation beim *14th International Congress of the International Radiation Protection Association* 2016 in Kapstadt

Die Bodengasmessungen in der Steiermark, welche in Kapitel 4 beschrieben werden, wurden im Rahmen der Diplomarbeit *Radon-Bodengasmessungen in einer geologisch vielseitigen Region als Basis zur Verbesserung der Vorhersage von Gebieten erhöhten Radonpotentials* vom Autor selbst ausgeführt. Im Rahmen der Diplomarbeit wurden die Messergebnisse in Bezug auf die Geologie ausgewertet und ein Auszug in *Radon Soil Gas Measurements in a Geological Versatile Region as Basis to Improve the Prediction of Areas with a High Radon Potential in Radiation Protection Dosimetry* (2014), Vol. 160, No. 1–3, pp. 217–221 als Hauptautor publiziert.

Teil I.

Rahmenarbeit

2. Einleitung

2.1. Das Edelgas Radon

Das Element Radon ist ein Edelgas und wird im Periodensystem mit dem Symbol Rn unter der Ordnungszahl 86 angegeben. Alle seine Isotope sind radioaktiv, wovon fünf innerhalb der natürlichen Zerfallsreihen auftreten. Die Eigenschaften der drei Isotope die am häufigsten vorkommen werden in Tabelle 2.1 wiedergegeben.

Tabelle 2.1.: Eigenschaften der drei häufigsten Radon-Isotope (LNHB 2017).

Isotop	^{222}Rn	^{220}Rn	^{219}Rn
Reihe	Uran-Radium	Thorium	Uran-Actinium
Bezeichnung	Radon	Thoron	Action
$T_{1/2}$	3,8 d	55,8 s	3,98 s
Zerfallsart	α	α	α
Zerfallsprodukt	^{218}Po	^{216}Po	^{215}Po
Zerfallsenergie	5,590 MeV	6,405 MeV	6,946 MeV

^{222}Rn entsteht durch den Zerfall von ^{226}Ra und tritt in der natürlichen Uran-Radium-Zerfallskette auf. Da es das Isotop ist, das am häufigsten vorkommt, ist mit der bloßen Bezeichnung von „Radon“ meistens ^{222}Rn gemeint. Da das Mutternuklid dieser Zerfallskette, ^{238}U fast überall in der Erdkruste als Spurenelement vorkommt, kommen auch ^{226}Ra und ^{222}Rn fast überall im Boden vor. In Abbildung 2.1 ist die gesamte Uran-Radium-Zerfallskette in einem Neutronen-Protonen-Koordinatensystem dargestellt. Der α -Zerfall wird durch eine verbindende Linie über zwei Kästchen nach links unten dargestellt, da das zerfallende Radionuklid einen Heliumkern (auch α -Teilchen genannt, bestehend aus zwei Neutronen und zwei Protonen) emittiert. Beim β^- -Zerfall werden nach der Umwandlung von einem Neutron in ein Proton ein Elektron und ein Elektronen-Antineutrino emittiert, was eine Linie über ein Kästchen nach rechts unten bedeutet.

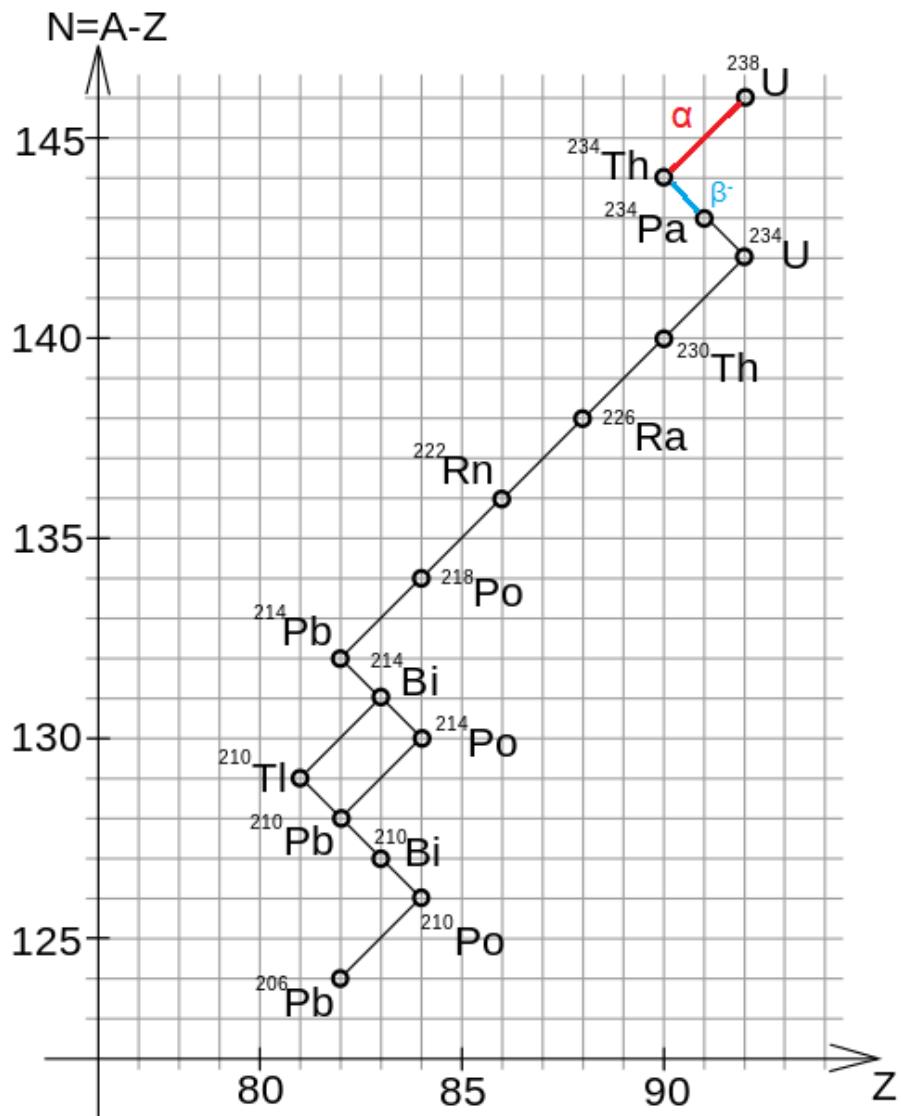


Abbildung 2.1.: Radionuklide der Uran-Radium-Reihe in einem Neutronen-Protonen-Koordinatensystem (bearbeitete Darstellung nach Pajcs 2007).

2.2. Verhalten von Radon in Umwelt und Gebäuden

Im Erdreich entsteht Radon durch den Zerfall von Radium. In weiterer Folge kann es aus dem Boden diffundieren und in darüber liegende Häuser und deren Raumluft gelangen. Dabei ist die Beschaffenheit des Bodens, wie das Vorkommen des Mutternuklids Radium, die Durchlässigkeit beziehungsweise die Permeabilität und die Korngröße des Bodenmaterials von Bedeutung in welchem Ausmaß dieser Transfer stattfindet. Ein weiterer Faktor für die Höhe der resultierenden Radon-Aktivitätskonzentration in Gebäuden ist die Beschaffenheit der Grenze zwischen Erdreich und Gebäude. Das Material und die Ausführung des Fundaments und der Mauern mit Erdkontakt sind maßgebend für die Höhe der Radon-Durchlässigkeit, je nachdem wie sehr diese

die Raumluft gegen eintretendes Radon aus dem Erdreich abdichten. Auch entlang von Fugen, Rissen, Spalten, Rohren oder Kabelleitungen kann Radon ungehindert in das Gebäude gelangen. Der Kamineffekt verstärkt dabei den Transport von Radon in das Gebäude und zwischen den Zimmern innerhalb des Gebäudes. Durch aufsteigende warme Luft entsteht ein leichter Unterdruck am Boden eines Raumes beziehungsweise in den tiefer gelegenen Etagen, wie dem Keller. Dadurch entsteht ein Sog, der die Radon-haltige Luft aus dem Boden ansaugt und ins Gebäude, beziehungsweise in höher gelegene Räume, zieht.

In Abbildung 2.2 sind die verschiedenen Transportprozesse und auftretenden Aktivitätskonzentrationen von Radon dargestellt. Für die Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft gilt in Österreich ein Richtwert von maximal 200 Bq/m^3 für Neubauten und 400 Bq/m^3 für bereits bestehende Bauten (BMASGK 1993). Die WHO schlägt einen generellen Grenzwert von 100 Bq/m^3 vor, wobei 300 Bq/m^3 in keinem Fall überschritten werden sollten (WHO 2009). Seitens der europäischen Union wird ein Richtwert von 300 Bq/m^3 sowohl in Innenräumen, als auch an Arbeitsplätzen vorgegeben (Euratom 2013).

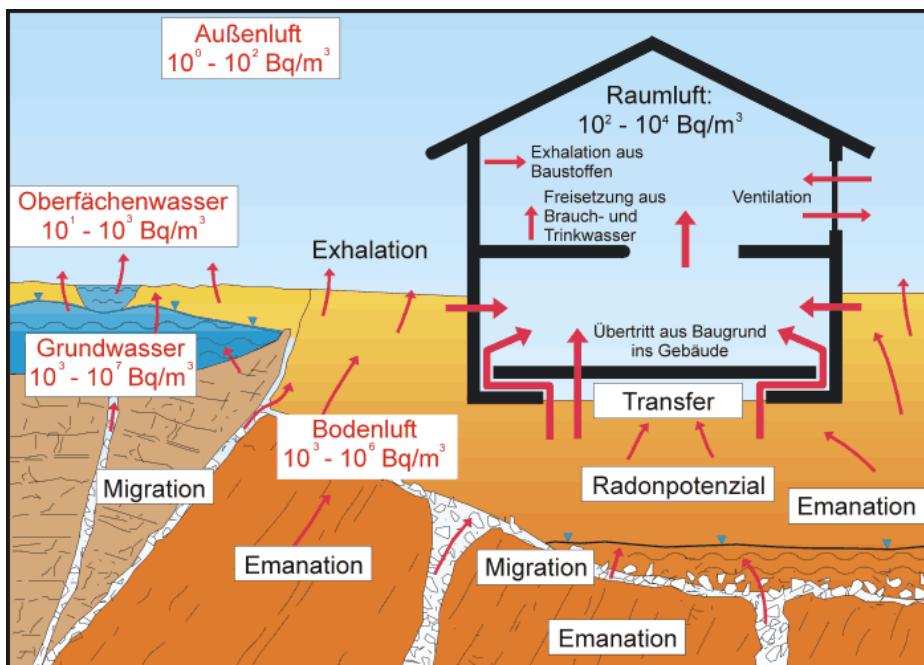


Abbildung 2.2.: Veranschaulichung der Freisetzung, des Transportes und der Höhe der auftretenden Aktivitätskonzentrationen von $^{222}\text{Radon}$ (Kemski et al. 2013).

Da für Baustoffe von Häusern natürliche Ressourcen verwendet werden, kommt Radon auch in den für den Hausbau verwendeten Materialien vor. Aus diesen Baustoffen tritt das dort entstandene Radon aus und gelangt in die Raumluft (Maringer et al. 2013).

Die resultierende Radon-Aktivitätskonzentration ist nach dem Eintritt von Radon sowohl von der Luftpurchmischung im Gebäude selbst, als auch vom Austausch mit der Frischluft aus der Umgebung abhängig. Offene Verbindungen zu Räumen mit Bodenkontakt ermöglichen Radon die Verteilung in weitere Räume. Beim Lüften wird die Radon-haltige Innenluft mit der Frischluft von außen getauscht, wodurch sich schließlich die Aktivitätskonzentration in den Innenräumen

2. Einleitung

verringert. Dadurch haben das Verhalten der Bewohner und das Wetter einen bedeutenden Einfluss auf die resultierende Radon-Aktivitätskonzentration. In der kalten Jahreszeit wird weniger gelüftet und mehr geheizt, was den Kamineffekt begünstigt, wodurch es im Laufe eines Jahres zu großen Schwankungen der Radon-Konzentration in der Raumluft kommen kann. Diese ist somit abhängig von der Witterung und Jahreszeit. Auch bei geschlossenen, aber nicht vollkommen dichten Fenstern ist verstärkt durch die Temperatur- und der daraus folgenden Druckdifferenz zwischen Innen- und Außenluft ein gewisser Luftaustausch gegeben.

Radon kann auch aus dem Boden ins Grundwasser diffundieren, wobei sowohl die Uran- und Radium-Konzentration, als auch die Permeabilität Einfluss auf die resultierende Radon-Konzentration im Grundwasser haben. In Gebäuden kann die Höhe der Radon-Aktivitätskonzentration des Wassers aus den Wasserleitungen auch die der Raumluft beeinflussen. Vor allem bei Wasserwerksanlagen kann es zu einer hohen Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft kommen, wobei der Wasserdurchfluss und die Quelle eine bedeutende Rolle spielen (Hingmann et al. 2001, Nagels et al. 2009, Nazaroff et al. 1987).

2.3. EU Richtlinie 2013/59/EURATOM

Innerhalb der Richtlinie 2013/59/EURATOM des Rates vom 5. Dezember 2013 zur Festlegung grundlegender Sicherheitsnormen für den Schutz vor den Gefahren einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung wird durch entsprechende Vorgaben auf den Schutz vor Radon in Innenräumen und am Arbeitsplatz eingegangen. Darin steht, dass „durch jüngste epidemiologische Untersuchungen in Wohngebäuden ... eine statistisch signifikante Zunahme des Lungenkrebsrisikos durch eine längere Radon-Exposition in Gebäuden im Bereich von etwa $100 \text{ Bq}/\text{m}^3$ nachgewiesen“ wurde und „nationale Maßnahmenpläne zur Bewältigung der langfristigen Risiken der Exposition gegenüber Radon erforderlich“ sind (Euratom 2013).

An Arbeitsplätzen und in Innenräumen darf laut den Artikeln 54 und 74 der Referenzwert für die Aktivitätskonzentration in der Luft im Jahresmittel nicht höher als $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ sein. Außerdem wird verlangt, dass Radon-Messungen an Arbeitsplätzen in den Gebieten, die gemäß Artikel 103 ermittelt wurden, durchgeführt werden. Maßnahmen zur Ermittlung von Wohnräumen, in denen die Radon-Konzentration (im Jahresmittel) den Referenzwert überschreitet, sollten von den Mitgliedstaaten gefördert werden. In Artikel 103 wird auf den nationalen Radon-Maßnahmenplan eingegangen, den die Mitgliedstaaten erstellen sollten, „um die langfristigen Risiken der Radon-Exposition in Wohnräumen, öffentlichen zugänglichen Gebäuden und an Arbeitsplätzen anzugehen, und zwar hinsichtlich jeglicher Quelle für den Radon-Zutritt, sei es aus dem Boden, aus Baustoffen oder aus dem Wasser. Die Mitgliedstaaten ermitteln Gebiete, für die erwartet wird, dass die Radon-Konzentration (im Jahresmittel) in einer beträchtlichen Zahl von Gebäuden den einschlägig nationalen Referenzwert überschreitet“ (Euratom 2013).

Im Anhang XVIII der Richtlinie befindet sich eine „Liste von Punkten, die bei der Ausarbeitung des nationalen Maßnahmenplans zum Angehen langfristiger Risiken durch Radon-Expositionen in Betracht zu ziehen sind“. So wird an erster Stelle explizit eine „Strategie für die Durchführung von Erhebungen zu Radon-Konzentrationen in Innenräumen oder zu Bodengaskonzentrationen,

zum Zweck der Abschätzung der Radon-Konzentrationsverteilung in Innenräumen, für den Umgang mit Messdaten und für die Aufstellung sonstiger relevanter Parameter (wie Boden- oder Gesteinsarten, Durchlässigkeit und Gehalt an Radium-226 in Gestein oder Boden)“ genannt. An zweiter Stelle steht: „Verfolgter Ansatz sowie herangezogenen Daten und Kriterien für die Abgrenzung von Gebieten oder für die Festlegung anderer Parameter, die als spezifische Indikatoren für Situationen mit einer potenziell hohen Radon-Exposition genutzt werden können“ (Euratom 2013).

2.4. Radon-Potenzial

Das Radon-Potenzial ist nicht einheitlich definiert und auch die Berechnung sowie die Messmethoden unterscheiden sich in verschiedenen Ländern. In Kanada werden Innenraummessungen zur Abschätzung herangezogen, welche mit 20 Datenpunkten innerhalb eines 10x10 km Rasters durchgeführt werden. In Großbritannien werden 5 Messungen innerhalb eines 5x5 km Rasters für die Berechnung des Radon-Potenzials benutzt (Chen 2016). Eine weitere Herangehensweise ist die Klassifizierung mittels einer Matrix, welche die Radon-Aktivitätskonzentration und die Permeabilität des Bodens benutzt (Kemski et al. 1996). Die Matrix ist in Abbildung 2.3 gezeigt, bei der jeweils die Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und die Permeabilität des Bodens in drei Kategorien eingeteilt werden. Umso höher die einzelne Kategorie ist, umso höher ist das Radon-Potenzial, wobei die höchste Stufe nur erreicht werden kann, wenn die Radon-Aktivitätskonzentration und die Permeabilität jeweils die höchste Stufe aufweisen.

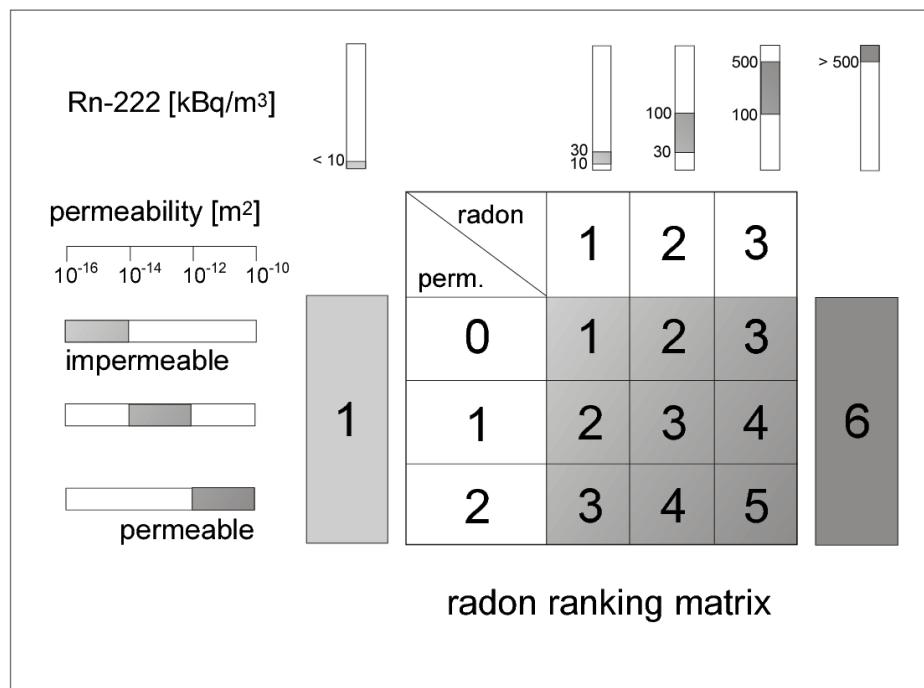


Abbildung 2.3.: Matrix zur Einteilung des Radon-Potenzials nach Kemski (Kemski et al. 2001).

Eine weitere Möglichkeit das Radon-Potenzial an einem Ort abzuschätzen bietet das Neznal-Potenzial (RP_N), bei der die erwartete Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen direkt

2. Einleitung

aus der Radon-Aktivitätskonzentration (c_a) im Bodengas und der Permeabilität (k) berechnet wird, wie Formel 2.1 erläutert wird.

$$RP_N = \frac{c_a - 1}{-\log_{10}(k) - 10} \quad (2.1)$$

- RP_N ... Neznal-Potenzial, erwartete Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen (Bq/m^3)
 c_a ... Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas (Bq/m^3)
 k ... Permeabilität (m^2)

Bereits vor den Forderungen seitens der EU Radon-Potenzialkarten zu erstellen, wurden innerhalb des Österreichischen nationalen Radonprojekts (ÖNRAP) österreichweit über 40.000 Innenraummessungen durchgeführt und das Radon-Potenzial definiert: „Das Radon-Potenzial ist der Erwartungswert für die über das Jahr gemittelte Radon-Konzentration in einem, in üblicher Weise genutzten Wohnraum im Erdgeschoss in einem nicht oder nur teilweise unterkellerten Haus, das nicht aus Stein erbaut ist, wobei die Wohnung von zwei Erwachsenen und weniger als zwei Kindern bewohnt ist und keine einfachen Fenster aufweist“ (Friedmann 2005, Friedmann et al. 2007).

Für das Radon-Potenzial nach Friedmann (2005) ergeben sich also folgende Einflussparameter:

- Jahresmittelwert
- Wohnraum im Erdgeschoss
- Übliche Nutzung (z.B. kein Wochenendhaus)
- Nicht oder nur teilweise unterkellert
- Kein Steinbau
- Keine einfachen Fenster
- Zwei Erwachsene
- Weniger als zwei Kinder

Anhand der Ergebnisse wurde eine Radon-Potenzialkarte erstellt, in welche laufend neue Daten einfließen (BMLFUW 2010). Als Hauptgrundlage dienen Radon-Innenraummessungen, welche gemäß ÖNORM S 5280-1 (2008) (Kapitel 4.2) durchgeführt wurden. Messergebnisse aus Räumlichkeiten die nicht den angegebenen Charakteristiken entsprechen wurden mit Korrekturfaktoren angepasst. Um das Radon-Potenzial einer Region zu bestimmen, wurden die korrigierten Messwerte aus dem entsprechenden Gebiet gemittelt. Das Radon-Potenzial ist ein statistischer Wert und sollte nicht als Vorhersage des Wertes eines einzelnen Hauses herangezogen werden (Friedmann 2013). Auch die geologische Charakteristik eines Gebiets wird zur Abschätzung des Radon-Potenzials herangezogen. Der Zusammenhang zwischen Geologie und der Radon-Aktivitätskonzentration wurde bereits in vorangegangenen Studien belegt (Maringer 2000, Maringer2001).

Die aktuelle, interaktive Radon-Potenzialkarte Österreichs, welche in Abbildung 2.4 gezeigt wird, kann über die Homepage des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus sowie der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit eingesehen werden (https://geogis.ages.at/GEOGIS_RADON.html). Dabei ist das Radon-Potenzial in drei Kategorien eingeteilt. Bei Radon-Potenzialklasse 1 kann angenommen werden, dass eine Gefährdung durch Radon relativ gering ist. Bei Radon-Potenzialklasse 2 und 3 besteht ein jeweils erhöhtes Risiko durch Radon (Friedmann 2013).

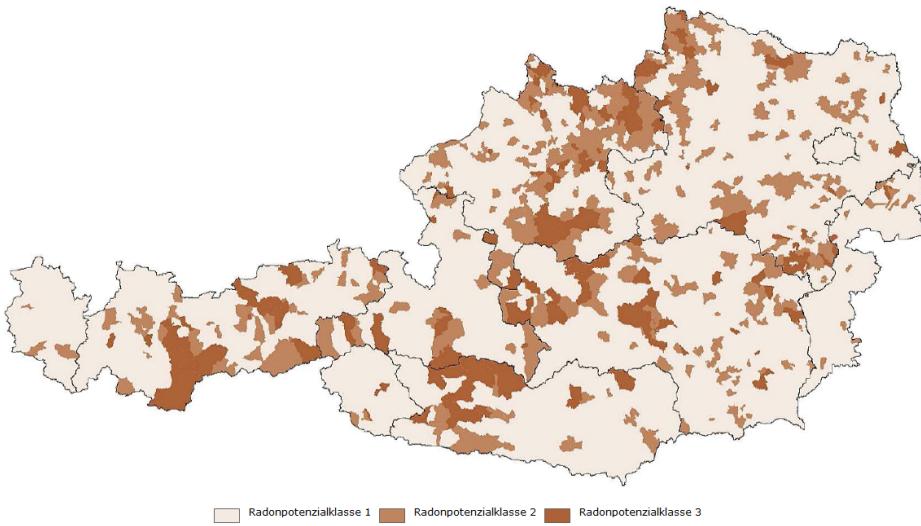


Abbildung 2.4.: Österreichische Radon-Potenzialkarte (Friedmann 2013).

Innenraummessungen sind sehr aufwändig und müssen in geeigneter Anzahl vorliegen, um statistisch sinnvolle Aussagen erhalten zu können. Weitere Möglichkeiten zur Bestimmung des Radon-Potenzials, welche einfacher und schneller umgesetzt werden können, wären vorteilhaft.

So wurde in Oberösterreich ein Pilotprojekt durchgeführt, in dem auch erhoben werden sollte, inwiefern weitere Messgrößen und Daten für die Abschätzung des Radon-Potenzials herangezogen werden können. In den Gemeinden Reichenau, Haubach und Ottenschlag i.M. wurden an 60 Stellen die Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und die Permeabilität des Bodens gemessen. In 654 Haushalten wurde die Radon-Aktivitätskonzentration der Raumluft in Innenräumen erhoben (Ringer o.J.). Diesem Projekt folgend wurden 2012 und 2013 in Spital am Semmering, Langenwang und Ganz in der Steiermark ebenfalls verdichtende Messungen ausgeführt. Dabei wurden an 100 Stellen Bodengasmessungen durchgeführt und in 963 Haushalten die Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen gemessen. Diese Region wurde aufgrund der vielseitigen geologischen Charakteristik ausgewählt.

2.5. Dosisbegriff

Wird Materie ionisierender Strahlung ausgesetzt findet durch verschiedene Wechselwirkungen eine Energieübertragung statt. Die Dosis gibt an wieviel Energie dabei von der bestrahlten Materie absorbiert wird. Die Auswirkungen sind sowohl von den verschiedenen Strahlungsarten,

2. Einleitung

als auch von der Art der bestrahlten Materie abhängig. Im Strahlenschutz wird die effektive Dosis als Maßzahl für die gesundheitsschädigende Wirkung, welche aus der Bestrahlung mit ionisierender Strahlung resultiert, herangezogen. Ihre Einheit ist J/kg bzw. Sievert (Sv). Bei der Berechnung der effektiven Dosis fließen sowohl Gewichtungsfaktoren für die Art der Strahlung als auch für die Art des bestrahlten Gewebes ein.

Die Energiedosis D ist die Messgröße für den Energieübertrag ionisierender Strahlung auf ein Volumenelement von Materie mit bestimmter Masse. Ihre Einheit ist J/kg bzw. Gray (Gy). Aus der Multiplikation der Energiedosis mit dem Gewichtungsfaktor w_R ergibt sich die Organdosis H_T (2.2). Die Gewichtungsfaktoren für die Strahlungsarten sind in Tabelle 2.2 aufgelistet.

$$H_T = \sum_R D_{T,R} \cdot w_R \quad (2.2)$$

- H_T ... Organdosis (Sv)
 $D_{T,R}$... Energiedosis (Gy)
 w_R ... Gewichtungsfaktor (Sv/Gy)

Tabelle 2.2.: Gewichtungsfaktor w_R für diverse Strahlungsarten (ICRP 2007).

Strahlungsart	w_R
Photonen	1
Elektronen und Myonen	1
Protonen und geladene Pionen	2
α -Teilchen, Spaltfragmente und Schwerionen	20

Die Organdosis multipliziert mit den entsprechenden Gewichtungsfaktoren w_T für das bestrahlte Gewebe ergibt die effektive Dosis E . In w_T , aufgelistet in Tabelle 2.3, fließen unterschiedliche Aspekte wie Sterblichkeit und verschiedene tödliche Auswirkungen (Krebs, genetische Effekte, Verkürzung der Lebenszeit) ein (ICRP 2007).

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T \quad (2.3)$$

- E ... Effektive Dosis (Sv)
 w_T ... Gewichtungsfaktor (Sv/Gy)

Tabelle 2.3.: Gewichtungsfaktor w_T für die unterschiedlichen Gewebearten (ICRP 2007).

Gewebe	w_T	w_T
Knochenmark (rot), Kolon, Lunge, Magen, Brust, restliche Gewebearten	0,12	0,72
Keimdrüsen	0,08	0,08
Blase, Oesophagus, Leber, Schilddrüse	0,04	0,16
Knochenoberfläche, Gehirn, Speicheldrüsen, Haut	0,01	0,04
Σ		1,00

In Österreich beträgt die effektive Dosis eines Bürgers durchschnittlich 4,61 mSv pro Jahr, wobei 54 % auf die Inhalation von Radon zurückzuführen sind, wie in Abbildung 2.5 ersichtlich ist (Maringer et al. 2012). Die verschiedenen Beiträge können für eine Einzelperson variieren. Als Beispiel kann der Beitrag für medizinische Anwendungen herangezogen werden. Diese variiert stark von Jahr zu Jahr, je nachdem wieviele und welche Behandlungen und Untersuchungen durchgeführt werden.

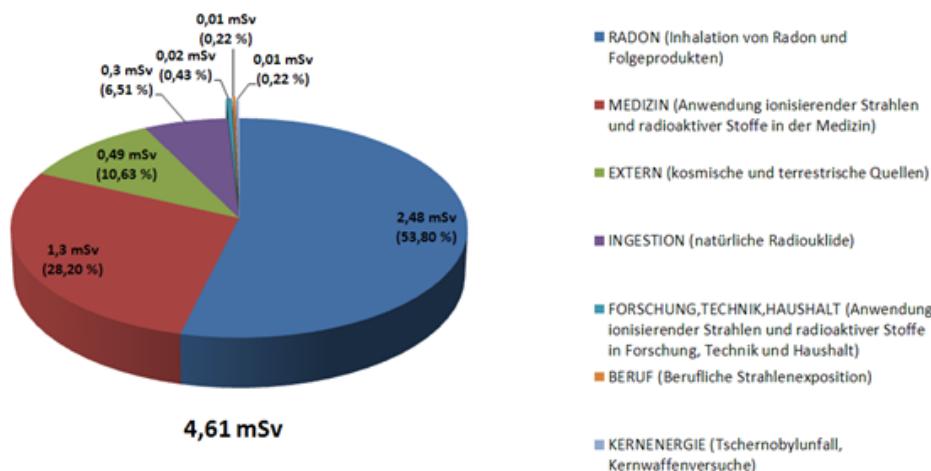


Abbildung 2.5.: Beiträge der effektiven Dosis auf eine Einzelperson der Bevölkerung (Maringer et al. 2012).

2.6. Wirkung von Radon auf die Gesundheit

²²²Radon hat eine Halbwertszeit von 3,8 Tagen. Die Halbwertszeiten seiner Zerfallsprodukte liegen jeweils unter einer halben Stunde, wie aus Tabelle 2.4 ersichtlich ist. So geschehen mit dem Zerfall von ²²²Radon insgesamt fünf Atomzerfälle, drei davon sind α -Zerfälle, innerhalb eines kurzen Zeitraumes. Zerfallen die Radon-Atome nach dem Einatmen von Radon-haltiger Luft in den Lungen, kann dort durch die direkte Einwirkung der entstehenden Strahlung, besonders der α -Strahlung, das Lungengewebe geschädigt werden. Die festen Folgeprodukte von Radon bleiben an den feuchten Lungenwänden haften und werden nicht mehr ausgeatmet, wodurch auch nach deren Zerfälle die dabei entstehende Strahlung direkt auf das Lungengewebe einwirken kann. Anhand der in den Tabellen 2.2 und 2.3 aufgelisteten Gewichtungsfaktoren ist ersichtlich, dass jeweils die höchsten Werte der Gewichtungsfaktoren für die Berechnung der effektiven Dosis bei α -Strahlung und bei bestrahlten Lungengewebe auftreten. Im Fall der Inhalation von Radon tritt also die Strahlungsart auf, die potentiell am schädlichsten ist, und bestrahlt das Gewebe, das unter anderem am empfindlichsten ist.

Die WHO hat Radon nach dem Rauchen als den häufigsten Grund für Lungenkrebskrankungen identifiziert (WHO 2009). Der Anteil an Radon bedingter Lungenkrebskrankungen liegt zwischen 3 % und 14 %. Die Werte hängen von der Art der Berechnung und von den Daten der verschiedenen Ländern ab. Das Risiko an Lungenkrebs zu erkranken ist proportional zu der Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft und der daraus resultierenden Exposition.

2. Einleitung

Tabelle 2.4.: Zerfälle von $^{222}\text{Radon}$ und seiner Folgeprodukte (LNHB 2017).

Isotop	Zerfall	$T_{1/2}$	Energie (MeV)	Folgeprodukt
^{222}Rn	α	3,8 d	5,59	^{218}Po
^{218}Po	α	3,07 min	6,115	^{214}Pb
^{214}Pb	β^-	26,9 min	1,019	^{214}Bi
^{214}Bi	β^-	19,8 min	3,27	^{214}Po
^{214}Po	α	162 μs	7,834	^{210}Pb
^{210}Pb	β^-	22,2 a	0,064	^{210}Bi

Es gibt keinen Grenzwert, unter dem das Risiko einer Erkrankung verschwindet. Die resultierende Proportionalität zwischen der Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft und des Erkrankungsrisikos aus verschiedenen Studien wurde von der WHO verglichen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2.5 aufgelistet. Als einzige geht die europäische Studie auf die jährliche Schwankungen der Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft ein. Es wurden keine spezifischen Zusammenhänge zwischen Alter und Geschlecht gefunden.

Tabelle 2.5.: Werte für den Risikoanstieg einer Lungenkrebskrankung durch eine $^{222}\text{Radon}$ -Exposition mit dem, nach den Varianzen gewichteten, Mittel und die, die Schwankungen der Aktivitätskonzentration miteinbeziehenden, Schätzung (WHO 2009).

Land	Risikoanstieg pro 100 Bq/m^3	Varianz
Europa	8 %	3 – 16 %
Europa - Langzeit	16 %	5 – 31 %
Nordamerika	11 %	0 – 28 %
China	13 %	1 – 36 %
Gewichtetes Mittel	10 %	
Schätzung	20 %	

Die Analyse der europäischen Daten wurde von S. Darby (2004) durchgeführt und beinhaltet die Daten aus 13 Studien von neun europäischen Ländern. Die mittlere Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft, bei der Personen an Lungenkrebs erkrankten, betrug $104 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Die Abhängigkeit zwischen der ausgesetzten Radon-Aktivitätskonzentration und dem Risiko zu erkranken ist in Abbildung 2.6 dargestellt. Die berechneten Punkte deuten auf einen linearen Anstieg hin, welcher durch eine Gerade dargestellt ist. Die Balken geben einen Vertrauensbereich von 95 % an. Dabei ist auch zu erkennen, dass es keinen Wert gibt, unter dem das Risiko einer Erkrankung verschwindet.

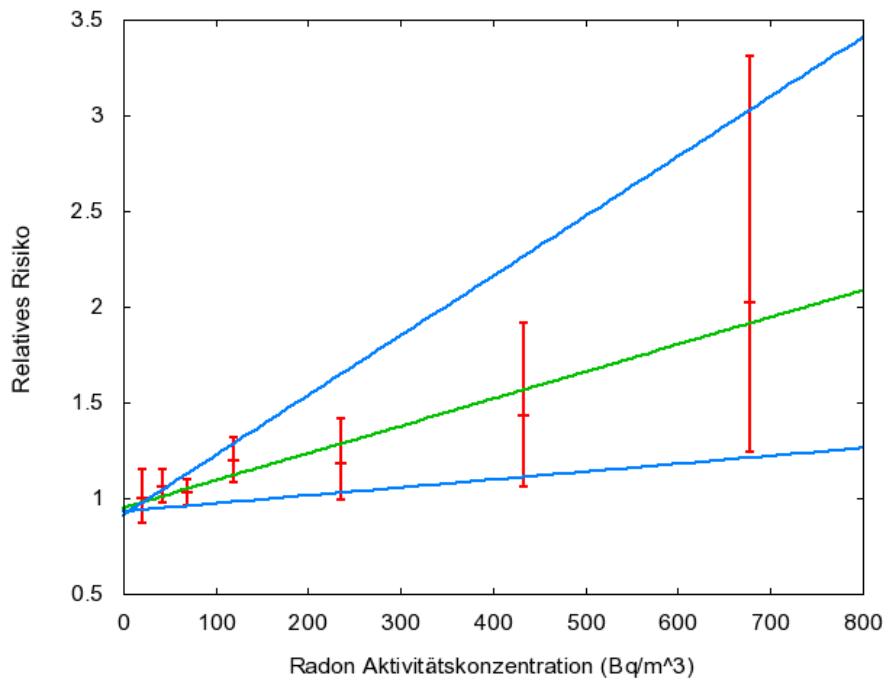


Abbildung 2.6.: Das relative Risiko an Lungenkrebs zu erkranken in Abhängigkeit der Radon-Aktivitätskonzentration (Eigene Darstellung nach Darby et al. 2004).

Zusätzlich wird in der Studie in Abhängigkeit der Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft die Wahrscheinlichkeit angegeben im Alter von 75 Jahren an Lungenkrebs zu erkranken. Die Werte werden in Tabelle 2.6 wiedergegeben. Insgesamt wird angenommen, dass $^{222}\text{Radon}$ 9 % der Lungenkrebskrankungen und 2 % aller Krebserkrankungen verursacht (Darby et al. 2004).

Tabelle 2.6.: Wahrscheinlichkeit mit 75 Jahren an Lungenkrebs zu erkranken (Darby et al. 2004).

$^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentration	0 Bq/m ³	100 Bq/m ³	400 Bq/m ³
Lebenslanger Nichtraucher	0,4 %	0,5 %	0,7 %
Raucher	10 %	12 %	16 %

3. Physikalische Grundlagen

3.1. Emanation und Exhalation

Die Radon-Exhalation ist ein Maß für den Austritt von Radon aus einer Oberfläche in die Umgebungsluft. Hingegen ist die Emanation der Austritt von Radon aus den Körnern eines Materials in dessen Porenvolumen. Die Exhalationsrate wird in Einheiten von Aktivität pro Zeit und Fläche angegeben ($\text{Bq s}^{-1}\text{m}^{-2}$) und ist somit abhängig von der Oberfläche und Form eines Körpers. Die Emanation ist davon unabhängig und wird in Einheiten von Aktivität pro Zeit und Masse angegeben ($\text{Bq s}^{-1}\text{kg}^{-1}$).

Die Emanation ist sowohl abhängig von den Verbindungen der Mutternuklide als auch von der Korngröße des Materials. Der Abstand zwischen einem zerfallenden Radium-Atom und der Kornoberfläche muss geringer sein, als der Rückstoß vom emittierten α -Teilchen oder geringer als die Diffusionslänge des Radon-Atoms. Die Diffusionslänge (l) ist ein Maß für die Entfernung zur Quelle, bei der die Radon-Konzentration auf $1/e$ sinkt. Sie ist gegeben durch die Radon-Zerfallskonstante λ und die Massendiffusivität D^* des Materials, welche laut Fick'schem Gesetz die Proportionalität zwischen dem Teilchenfluss und dem räumlichen Konzentrationsgefälle darstellt. Die Berechnung ist in Formel 3.1 gegeben.

$$l = \sqrt{D^* \cdot \lambda^{-1}} \quad (3.1)$$

- l ... Diffusionslänge (m)
 D^* ... Massendiffusivität (m^2/s)
 λ ... Radon-Zerfallskonstante (s^{-1})

Feuchtigkeit kann die Emanation erhöhen, da die Energie des Radon-Atoms nach dem α -Rückstoß absorbiert wird. In weiterer Folge können die Radon-Atome leicht aus dem Wasser ins Porenvolumen diffundieren. Eine geringe Korngröße führt ebenfalls zu einer Erhöhung der Emanationsrate. Oft wird der Emanationskoeffizient angegeben, um die Emanation zu quantifizieren. Dieser gibt das Verhältnis der Aktivität des Radiums im Material zur emanierenden Radon-Aktivität an. Der Wert 1 würde dabei bedeuten, dass das gesamte durch Radium-Zerfälle entstehende Radon aus den Körnern emaniert. In Tabelle 3.1 sind verschiedene Werte für die Diffusionskonstante und die daraus resultierende Diffusionslänge aufgelistet (Kemski et al. 1996).

3. Physikalische Grundlagen

Tabelle 3.1.: Diffusionsweiten und Koeffizienten für verschiedene Böden (Kemski et al. 1996).

Medium	$l^{222}\text{Rn}$ (cm)	D^* (cm^2/s)
Wasser	2,2	10^{-5}
wassergesättigter Boden	7-10	$10^{-4} - 10^{-3}$
feuchte Tone und Lehme	20 - 155	$10^{-3} - 5 \cdot 10^{-2}$
trockene Sande und Kiese	155 - 195	$5 - 8 \cdot 10^{-2}$
Luft	220	10^{-1}

3.2. Messmethoden zur Emanation und Exhalation

In verschiedenen Studien wurden unterschiedliche Methoden verwendet, um die Emanation oder Exhalation von Radon zu messen. Hafez et al. (2001) trockneten und pulverisierten zuerst das Probenmaterial, bevor sie es in Behälter füllten. Sie platzierten Radon-Detektoren sowohl in der Mitte des Materials als auch darüber.

In der Studie von Savidou, Raptis und Kritidis (1996) wurde das Material in Stücke kleiner als 1 cm gemahlen, sodass das gesamte Radon, welches in den Porenraum gelangt, in die Messkammer exhaliert. Aus dieser wurde die Luft extrahiert und in eine Szintillationskammer gefüllt, wobei ein Filter benutzt wurde, um die Mitnahme der Zerfallsprodukte des Radons zu verhindern.

Bei einer Studie von Bossew (2003) wurde das Probenmaterial zusammen mit Aktivkohleabsorbern in Messkammern gefüllt, damit diese über mehrere Wochen das emanierte Radon sammeln konnten. Danach wurden die Aktivkohleabsorber mittels Gammaspektroskopie auf die Zerfallsprodukte von Radon analysiert.

Radon-Kammern mit Aktivkohle wurden von Lavi et al. (2009) für eine Messung der Radon-Zerfallsprodukte mittels Gammaspektroskopie verwendet. Baixeras et al. (2001) verwendeten elf Plastikdosen, die zu ungefähr 60 % mit Erde gefüllt wurden. KODAK LR 115-II Filme wurden in den Dosen befestigt. Anschließend wurden die Dosen für eine Expositionszeit von 15-23 Tagen verschlossen.

In der Studie von Ferry et al. (2002) wurden Gesteinsproben von einer Polymer-Resin-Schicht umschlossen. Radon konnte nur in einer Richtung aus der Resinschicht exhalieren. Ein Probe wurde in eine Messkammer gelegt, welche mit einem Diffusionsfenster eines AlphaGUARDSS verbunden war.

Bei den Exhalationsmessungen von Al-Jarallah et al. (2005) wurde eine Probe zusammen mit einem AlphaGUARD in einem zylindrischen 50,5 l Emanations-Behälter gestellt. Die Messungen wurden über 50 Stunden in einstündlichen Messintervallen durchgeführt. Die Aufbaukurve der Radon-Aktivitätskonzentration wurde gefittd, um als Ergebnis die Gleichgewichtsaktivitätskonzentration zu erhalten.

Bei einer Studie über Baustoffe des Bundesamtes für Strahlenschutz wurden zwei Methoden angewandt (Gehrcke et al. 2012). Bei einer Methode wurde das Material zu erst zermahlen und anschließend in einen Behälter gefüllt. Nach einer definierten Zeit von mindestens 12 Tagen wurde Luft aus der Probenflasche in eine zuvor evakuierte Szintillationskammer gesaugt.

Aus der Messung der Radon-Aktivität der Szintillationskammer wurde auf die Aktivität im Probevolumen und schließlich auf den Emanationskoeffizienten rückgeschlossen. Der gesamte Messaufbau bestand aus der Probenflasche, der Szintillationskammer, einem Druckausgleichsbehälter und einer Gasflasche. Bei der anderen Methode wurde der Behälter mit der Probe kontinuierlich mit Stickstoff gespült und somit das gebildete Radon in eine Messkammer überführt. Ein Filter vor der Messkammer verhinderte das Eindringen von Radon-Folgeprodukten. Innerhalb der Messkammer befand sich ein Filter, auf dem die Radon-Folgeprodukte gemessen wurden und so die Radon-Aktivitätskonzentration im Stickstoffstrom und in weiterer Folge die Emanation des Radons aus der Probe selbst berechnet werden konnte.

3.3. Radon in einem geschlossenen Volumen

Wird Radium-haltiges Material in einen Behälter gefüllt, wobei es diesen nicht zur Gänze füllt, sondern noch ein Luftvolumen verbleibt, steigt nach Verschließen des Behälters in diesem verbleibenden Luftvolumen die Radon-Aktivitätskonzentration bis ein Gleichgewicht erreicht ist. Dieser Aufbau der Aktivitätskonzentration in einem geschlossenen Behälter wird in Formel 3.2 angegeben. Die Lösung dieser Formel ist in 3.3 beschrieben (Chao et al. 1997, Abo-Elmagd 2014).

$$\frac{d}{dt} = -\lambda C - \lambda_l C - \lambda_b C + E_0 + \lambda_l C_0 \quad (3.2)$$

$$C = (C_0 - \frac{E_0 + \lambda_l C_0}{\lambda + \lambda_l + \lambda_b}) \cdot e^{-(\lambda + \lambda_l + \lambda_b) \cdot t} + \frac{E_0 + \lambda_l C_0}{\lambda + \lambda_l + \lambda_b} \quad (3.3)$$

- C ... $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentration im Behälter (Bq/m^3)
- λ ... $^{222}\text{Radon}$ -Zerfallskonstante ($1/\text{s}$)
- λ_l ... Leckrate von $^{222}\text{Radon}$ aus dem Behälter ($1/\text{s}$)
- λ_b ... Rück-Diffusion von Radon, der Wiedereintritt von Radon aus dem Porenvolumen zurück ins Korn ($1/\text{s}$)
- E_0 ... Emanation von Radon ($\text{Bq s}^{-1}\text{m}^{-3}$)
- C_0 ... Aktivitätskonzentration zu Beginn der Messung im Behälter (Bq/m^3)

Sowohl der Zerfall von Radon, die Leckrate als auch die Rück-Diffusion sind von der aktuellen Aktivitätskonzentration im Behälter abhängig und verringern diese. Die Emanation stellt die Quelle von Radon dar und geht positiv in die Formel ein. Ebenfalls hat die Anfangsaktivitätskonzentration im Behälter einen positiven Beitrag, welcher aber durch den Zerfall verringert wird, umso länger die Messung dauert. Schließlich baut sich die Aktivitätskonzentration auf, bis sich ein Gleichgewicht zwischen den verschiedenen Beiträgen einstellt (vorausgesetzt die anfängliche Aktivitätskonzentration ist niedriger als die sich später einstellende Aktivitätskonzentration im Gleichgewicht).

3.4. Exhalation aus Baustoffen

In Baustoffen werden natürliche Materialien verwendet, die natürliche Radionuklide enthalten. Dieser Umstand führt zu zwei Expositionspfaden von Personen bei einem Aufenthalt in Gebäuden: einerseits zur externen Exposition durch die Gamma-Strahlung und andererseits zur inneren Exposition durch die Inhalation von Radon und seiner kurzlebigen Folgeprodukte (Maringer et al. 2014).

Um auf die resultierende Radon-Aktivitätskonzentration schließen zu können, muss zuerst die Exhalationsrate Φ bestimmt werden. Die Gleichung 3.4 beinhaltet den Emanationskoeffizienten ϵ und die $^{226}\text{Radium}$ -Aktivitätskonzentration C_{226Ra} des Baustoffes. Multiplikation dieser beiden Größen ergibt die Radon-Emanation. Aus der Gleichung folgt, dass sich die Exhalation auch durch die Ermittlung der Radon-Emanation bestimmen lässt.

$$\Phi = R \cdot \rho \cdot \lambda_{222Rn} \cdot \epsilon \cdot C_{226Ra} \cdot \tanh \frac{d}{2R} \quad (3.4)$$

Φ	... Exhalationsrate ($\text{Bq s}^{-1}\text{m}^{-2}$)
D^*	... Diffusionskoeffizient (m^2/s)
R	... Diffusionslänge von Radon $l = \sqrt{D^* \cdot \lambda^{-1}}$ (m)
ρ	... Materialdichte (kg/m^3)
λ_{222Rn}	... Zerfallskonstanten von $^{222}\text{Radon}$ ($1/\text{s}$)
ϵ	... Emanationskoeffizient
C_{226Ra}	... $^{226}\text{Radium}$ Aktivitätskonzentration (Bq/kg)
d	... Materialdicke (m)

Ist die Diffusionslänge groß gegenüber der Probendicke, kann der Zerfall von Radon innerhalb der Probe vernachlässigt werden. Dadurch vereinfacht sich Formel 3.4 zu 3.5.

$$\Phi = \rho \cdot \lambda_{222Rn} \cdot \epsilon \cdot C_{226Ra} \cdot \frac{d}{2} \quad (3.5)$$

Für die Abschätzung der Radon-Aktivitätskonzentration eines Raumes, die aus der Exhalation aus den in den Wänden verbauten Materialien folgt, kann Formel 3.6 verwendet werden. Dabei müssen Annahmen über die Raumgeometrie, wie die innere Wandfläche A (m^2), das Raumvolumen V (m^3) und die Luftwechselzahl ν ($1/\text{h}$), getroffen werden. Für eine einheitliche Bewertung des betrachtenden Baustoffes müssen einheitliche Werte für diesen Einheitsraum herangezogen werden.

$$C_{222Rn} = \frac{A \cdot \Phi}{V \cdot \nu} \quad (3.6)$$

A	... Wandfläche (m^2)
V	... Raumvolumen (m^3)
ν	... Luftwechselzahl ($1/\text{h}$)

In den unterschiedlichen Normen werden verschiedenen Werte für diese Parameter vorgeschlagen, welche in Tabelle 3.2 aufgelistet werden. In der ÖNORM wird dabei ein Flächen-Volumen-Verhältnis von $1,5 \text{ m}^{-1} - 2,5 \text{ m}^{-1}$ angegeben ohne spezifische Werte für die Raumfläche oder -höhe zu nennen (Gehrcke et al. 2012).

Tabelle 3.2.: Werte für die Modellräume aus den unterschiedlichen Normen (Gehrcke et al. 2012).

Norm	Oberfläche/Volumen (m^{-1})	Raumfläche (m^2)	Raumhöhe (m)	Luftwechselrate (m^{-1})
RP 96, RP 112	1,6	$5 \cdot 4$	2,8	k.A.
ÖNORM S 5200	2,0	-	-	0,7
DIN V ENV 13419-1	2,4	$2 \cdot 3,5$	2,5	0,5
DIN 1946-6	1,9	$3 \cdot 4$	2,7	0,5
DIN ISO 16000-9	2,0	$3 \cdot 4$	2,5	0,5

3.5. Verteilung von Radon im Boden

Die Bewegung von Radon innerhalb des Gesteins und Bodens wird als Migration bezeichnet. Die Transportgleichung ist in Formel 3.7 gegeben, aus der ersichtlich ist, dass die Migration von der Permeabilität des Bodens abhängig ist. Die Bedeutung der verschiedenen Terme aus der Gleichung ist Folgende:

- 1. Term ... Diffusion von Radon
- 2. Term ... Konvektion
- 3. Term ... Radon-Produktion
- 4. Term ... Radioaktiver Zerfall des Radons während des Transportvorganges

$$\frac{\partial a_{Rn}}{\partial t} = \vec{\nabla} \cdot D_e \cdot \vec{\nabla} a_{Rn} - \vec{\nabla} \cdot a_{Rn} \cdot \frac{\vec{v}}{n} + \epsilon \cdot \rho_s \cdot \frac{1-n}{n} \cdot a_{Ra} \cdot \lambda_{Rn} - \lambda_{Rn} \cdot a_{Rn} \quad (3.7)$$

a_{Rn} ... $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentration (Bq/m^3)

D_e ... Effektiver Diffusionskoeffizient (m^2/s)

\vec{v} ... Konvektionsgeschwindigkeit (m/s)

n ... Porosität

ϵ ... Emanationsanteil

ρ_s ... Dichte der Bodenkörper ($2,65 \cdot 10^3 \text{ kg}/\text{m}^3$)

a_{Ra} ... $^{226}\text{Radium}$ -Aktivitätskonzentration (Bq/kg)

λ_{Rn} ... $^{222}\text{Radon}$ -Zerfallskonstante ($2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$)

Die Verteilung der Radon-Aktivitätskonzentration in die Tiefe des Bodens a_z verhält sich wie in Formel 3.8 beschrieben. Sie weist mit zunehmender Entfernung zur Oberfläche einen exponentiellen Abfall auf, bis sie mit a_{const} einen konstanten Wert erreicht.

3. Physikalische Grundlagen

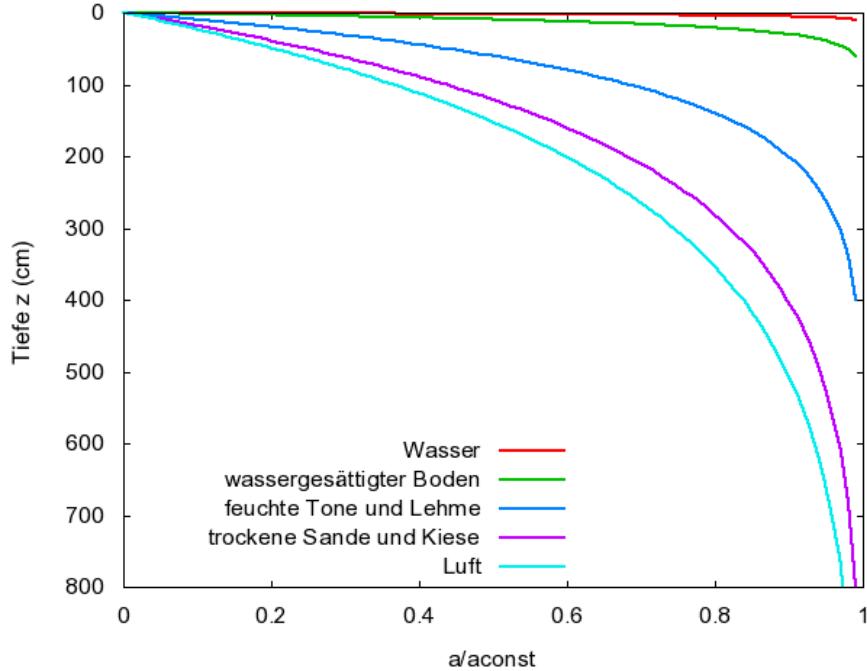


Abbildung 3.1.: Die relative $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentration in Abhängigkeit zur Tiefe (Eigene Darstellung nach Kemski et al. 1996).

$$a_z = a_{\text{const}} \left(1 - e^{-\frac{d}{l}}\right) \quad (3.8)$$

a_z ... $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentration in der Tiefe z (Bq/m^3)

a_{const} ... Konstante $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentration (Randbedingung in hoher Tiefe) (Bq/m^3)

Die mittels dieser Formel berechneten relativen Aktivitätskonzentrationen in die Tiefe ist für die verschiedenen Diffusionsweiten aus Tabelle 3.1 in Abbildung 3.1 dargestellt.

Die Exhalationsrate J von Radon aus der Oberfläche des Bodens an die Frischluft kann mittels Gleichung 3.9 berechnet werden (Kemski et al. 1996, Baumgartner 2006).

$$J = n \cdot [v_e \cdot a_z - D_e \cdot \frac{\partial a_z}{\partial z}] \quad (3.9)$$

J ... Exhalationsrate ($\text{Bq s}^{-1}\text{m}^{-2}$)

4. Angewandte Messtechnik und Methodik

Die beschriebenen Messungen wurden 2012 und 2013 in der Steiermark vom Autor selbst durchgeführt. Die Daten dienen als Grundlage zur Analyse der Paper „Study of Parameters Relevant for a better Prediction of the Radon Potential“, „Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential“, „Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results“ und „Indoor Radon, Geogenic Radon Surrogates and Geology - Investigations on their Correlation“.

4.1. Bodengasmessungen

In dem Projekt in der Steiermark wurden im Herbst 2012 an 40 Stellen und im Frühjahr 2013 an 60 Stellen Bodengasmessungen durchgeführt. An jeder Beprobungsstelle wurden drei Messsonden, welche eine Länge von 1,6 m und einen Durchmesser von 12 mm aufwiesen, 1,4 m tief in den Boden geschlagen. Dabei wurde angestrebt, dass die Sonden ein gleichseitiges Dreieck mit jeweils einem Meter Seitenlänge bilden. Vor dem Einschlagen wurde an das untere Ende einer Sonde eine Metallspitze angebracht. Nach dem Schlagen in den Boden wurde, mittels eines in die Sonde eingeführten Dornes, diese Metallspitze weiter abgesenkt, um ein 5 cm tiefes Loch unter der Sonde zu erzeugen. Diese Methode wird als „Prinzip der verlorenen Spitze“ bezeichnet und ist in Abbildung 4.1 dargestellt.

Nachdem der Dorn entfernt wurde, wurde ein Adapter auf die Sonde aufgesetzt. Über diesen Adapter wurde mittels einer 200 ml fassenden Spritze Luft aus der Sonde aufgesogen, siehe Abbildung 4.2.

Das erste komplette Spritzenvolumen wurde verworfen, da dieses Volumen noch Frischluft aus der Sonde enthielt, vom Zeitpunkt bevor diese in den Boden geschlagen wurde. Dieses Frischluftvolumen berechnet sich aus 181 ml Sondenvolumen, wobei es sich um eine Überschätzung handelt, da der Außendurchmesser der Sonde zur Berechnung verwendet wurde, weiters das Volumen des Loches unter der Sonde von 6 ml sowie 12 ml des Adaptervolumens. Eine komplett aufgezogene Spritze fasst mehr als 200 ml, da diese nur die größte Volumensmarkierung angibt, und übersteigt somit dass überschätzte Frischluftvolumen des Sondensystems.

Nachdem dieses Volumen verworfen wurde, wurden 100 ml Bodengas aus jeder Sonde gesogen und jeweils in ein AlphaGUARD gespeist, wie in Abbildung 4.3 gezeigt wird. Die AlphaGUARDS befanden sich in der Durchfluss Einstellung mit zehn minütigem Messintervall. Der Diffusionsfilter des AlphaGUARDs war durch Aufbringung des Schlauchanschlusses versiegelt. Zwischen den Messungen wurden die AlphaGUARDS unter Verwendung einer Pumpe mit

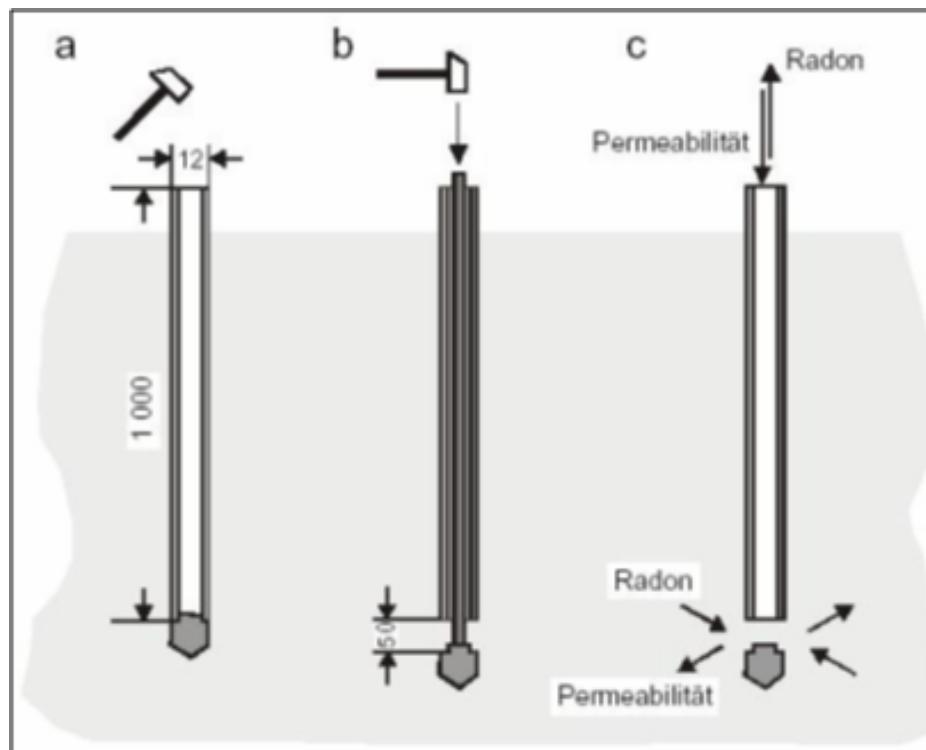


Abbildung 4.1.: Darstellung des „Prinzip der verlorenen Spitze“ (Kemski et al. 1996).

Frischluft gespült. Als Leerwert für die Messung wurde der angezeigte Wert beim Einspeisen des Bodengases herangezogen. Der erste aktualisierte Messwert wurde für die Berechnung des Messwertes nicht berücksichtigt, da sich das Bodengas nicht über den gesamten Zeitraum des Messintervalls im AlphaGUARD befand. Der Mittelwert der darauffolgenden beiden Messwerte wurde als Messergebnis herangezogen. Die Messzeit der Radon-Aktivitätskonzentration im Messgerät betrug somit 20 min. Ein möglicher Beitrag von Thoron zur gemessenen Aktivitätskonzentration kann ausgeschlossen werden, da sich das Bodengas zumindest zehn Minuten im Messgerät befunden hat, bevor der zweite aktualisierte und zur Berechnung herangezogene Messwert angezeigt wurde. Aufgrund der 55,6 s betragenden Halbwertszeit von Thoron sind nach zehn Minuten nur mehr 0,06 % der anfänglichen Thoron-Aktivitätskonzentration vorhanden.

Zusätzlich wurde dieser Messwert noch mit einem Kalibrierfaktor von 8 multipliziert, welcher angewendet werden muss, weil das 620 ml fassende Volumen der AlphaGUARD-Messkammer größer ist als die eingespeiste Menge an Bodengas. Der Wert wurde in einer vorangegangenen Studie, durch Einspeisung von 100 ml Luft mit bekannter Radon-Aktivitätskonzentration bestimmt (Gruber 2004).

Messergebnisse von Sonden, die nicht die gesamten 1,4 m Tiefe in den Boden geschlagen werden konnten, wurden ebenfalls mit einem Korrekturfaktor multipliziert. Wie in Kapitel 3.5 beschrieben wird, wird die Verteilung der Radon-Aktivitätskonzentration durch die Diffusionslänge des betreffenden Materials und die Tiefe angegeben. Die Diffusionslänge lässt sich aus der Radon-Zerfallskonstante und der Massendiffusivität berechnen. Für die Massendiffusivität



Abbildung 4.2.: Aus der Messsonde wird über den Adapter mit einer Spritze die Luft ausgesogen.



Abbildung 4.3.: AlphaGUARDs mit angesteckten Spritzen während einer Messung.

wird der Wert von $5 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^2/\text{s}$ herangezogen, welche sowohl trockene Sande als auch feuchte Tone abdeckt (Kemski et al. 1996). Schließlich ergibt sich der Korrekturfaktor aus Formel 4.1.

$$\text{Korrekturfaktor} = \frac{a_{\text{tatsächliche Tiefe}}^{21,4}}{a_{\text{tatsächliche Tiefe}}} \quad (4.1)$$

Schlussendlich wurde für eine Messstelle der Mittelwert der so berechneten Ergebnisse der drei Einzelmessungen herangezogen. Zusätzlich wurde bei bestimmten Betrachtungen für die Analyse der Daten auch das Maximum aus den drei Messwerten verwendet.

Unsicherheit

Die Unsicherheit des Mittelwertes beinhaltet sowohl die statistischen Standardunsicherheiten, als auch die Standardabweichung der Einzelmessungen.

- Es wird eine Fehlerfortpflanzung der Unsicherheiten von den einzelnen Messungen durchgeführt. Dabei wird aus der Summe ihrer Quadrate die Wurzel gezogen.

$$u_a = \sqrt{u_1^2 + u_2^2 + u_3^2} \quad (4.2)$$

- Die Standardabweichung der Werte der Einzelmessungen wird mit dem Studentfaktor t multipliziert (1,32 für $n = 3$; 1,84 für $n = 2$) und durch die Wurzel von n dividiert.

$$u_b = \frac{\sqrt{\frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 (u_i - \bar{u})^2} \cdot t(n)}{\sqrt{n}} \quad (4.3)$$

- Die Messunsicherheit eines Ortes wird durch Fehlerfortpflanzung aus u_a und u_b berechnet.

$$u_{\text{Ort}} = \sqrt{u_a^2 + u_b^2} \quad (4.4)$$

Mit der gleichen Methode wird auch die Unsicherheit der Werte berechnet, nachdem sie in Bezug auf die Tiefe korrigiert wurden. Schließlich werden nach der Tiefenkorrektur die Werte eines Messpunkts von möglichen Ausreißern der Einzelmessungen bereinigt. Ein Ausreißer ist ein Wert einer Einzelmessung, der um mehr als die Messunsicherheit geringer ist, als der Mittelwert der drei Einzelmessungen.

Bei der Probenahme besteht die Möglichkeit, dass statt des Bodengases Frischluft angezogen wird, was auftreten kann, wenn etwa die Permeabilität des Bodens zu gering ist. Um diesen Umstand zu berücksichtigen, wurden Ausreißer für die Berechnung des Mittelwerts und somit für das resultierende Ergebnis einer Probenahmestelle verworfen. Wurde schon während der Probenahme bemerkt, dass sich das Gas schwer aufziehen lässt, und eine Mitnahme von Frischluft befürchtet, wurde eine andere Stelle zur Probenahme gesucht. Um etwaige systematische Fehler leichter ausfindig zu machen, wurde darauf geachtet, dass jeweils für dieselbe Sonde dieselben Adapter, Spritzen und AlphaGUARDs benutzt wurden.

Permeabilität des Bodens

Die Durchlässigkeit für ein Gas innerhalb des Bodens wird mittels der Permeabilität bemessen. Sie lässt sich in drei Kategorien einteilen, die in Tabelle 4.1 aufgelistet sind. Für die Messung der Permeabilität wurde an die jeweilige Sonde eine Pumpe angeschlossen. Während diese das Bodengas aus der Sonde saugte, wurden der Druck und der Durchfluss bestimmt. Der Messaufbau ist in Abbildung 4.4 dargestellt und besteht aus einer Pumpe, einem Manometer und einem Durchflussmessgerät, welche an der Sonde angeschlossen sind.

Tabelle 4.1.: Einteilung der Permeabilität (Kemski et al. 2001).

Wertebereich (m^2)	Kategorie
$> 10^{-12}$	gut durchlässig
$10^{-12}-10^{-14}$	mäßig durchlässig
$< 10^{-14}$	schlecht durchlässig



Abbildung 4.4.: Der Aufbau zur Messung der Permeabilität.

Um die Permeabilität abzuschätzen wurde die Formel 4.5 nach Damkjaer und Korsbech (1992) benutzt.

$$Q = \frac{F \cdot k \cdot p}{\mu} \quad (4.5)$$

- Q ... Durchfluss (m^3/s)
- F ... Formfaktor (von der Geometrie abhängig)
- k ... Permeabilität (m^2)
- p ... Druck (Pa)
- μ ... Viskosität von Luft ($1,75 \cdot 10^{-5} \text{ Pa s}$)

4. Angewandte Messtechnik und Methodik

Der Formfaktor ergibt sich aus folgender Formel 4.6.

$$F = \frac{2 \cdot \pi \cdot l}{\ln \frac{2 \cdot l}{d} \cdot \sqrt{\frac{4 \cdot D - l}{4 \cdot D + l}}} \quad (4.6)$$

- | ... Länge des effektiven Sondenvolumens (Distanz zwischen Sonde und abgesenkter Spitze) (m)
- d ... Durchmesser des effektiven Sondenvolumens (Durchmesser von Sonde) (m)
- D ... Untere Tiefe des effektiven Sondenvolumens unter der Bodenoberfläche (Sonden-tiefe und Länge des effektiven Sondenvolumens addiert) (m)

Aktivitätskonzentration von ^{226}Ra und ^{238}U des Bodens

An jeder Probenahmestelle wurde eine Bodenprobe aus 1 m Tiefe entnommen. Die Proben wurden später im Labor mittels Gammaspektroskopie auf ihre Aktivitätskonzentration von ^{226}Ra und ^{238}U analysiert

Ortsdosisleistung über dem Boden

Etwa 1 m über dem Boden wurde an jeder Probenahmestelle die Ortsdosisleistung ermittelt. Dazu wurde ein Ortsdosisleistungsmessgerät 6150 AD 6/E mit angeschlossener Szintillationssonde 6150AD-b der Firma Automess verwendet.

Geographische Koordinaten

Bei den Messungen wurden an jeder Probenahmestelle die geographischen Koordinaten dokumentiert. Diese liefern einerseits die Lage für die Inverse Gewichtungsmethode, andererseits kann anhand der Daten über die GIS-Steiermark Homepage die geologische Charakteristik der Messstelle bestimmt werden (GIS Steiermark).

4.2. Innenraummessungen

Die Innenraummessungen der Radon-Aktivitätskonzentration wurden von der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) mit Hilfe der jeweiligen ortsansässigen freiwilligen Feuerwehr durchgeführt. SSNTD Detektoren (Solid State Nuclear Track Detector), zwei Stück pro Haushalt, wurden von der Feuerwehr an die Bevölkerung ausgeteilt.

Die Detektoren wurden gemäß der ÖNORM S 5280-1 (2008) Kriterien aufgestellt, welche wie folgt lauten:

- Die Messungen sollen in mindestens zwei Räumen durchgeführt werden, wobei jene mit den längsten Aufenthaltszeiten, also Wohn-, Schlaf- und Kinderzimmer, bevorzugt werden.
- Räumlichkeiten im Erdgeschoß sind von größerem Interesse, da diese an das Erdreich grenzen, aus dem das $^{222}\text{Radon}$ hinausdiffundiert.
- Das Messgerät sollte von Kindern und Haustieren unerreichbar platziert werden.
- Es soll an einem Ort mit Abstand von der Wand, ohne viel Zugluft und keiner starken Erwärmung unterliegend in Atemhöhe aufgestellt werden.
- Aufgrund der Schwankungen in der Konzentration von $^{222}\text{Radon}$ in Innenräumen, sollte eine langzeitintegrierende Messung über ein Jahr lang durchgeführt werden. Ist sie nur kürzer möglich, müssen bestimmte Bedingungen eingehalten werden, um auf den Jahresmittelwert schließen zu können. So muss die Messzeit mit einer Mindestdauer von drei Monaten zumindest zur Hälfte zwischen dem 15. Oktober und dem 15. April liegen, weil im Winter durch Heizen der Kamineffekt verstärkt wird und weniger gelüftet wird.

Für die Messungen werden Alpha-track Detektoren verwendet. Sie sind klein, kostengünstig und leicht zu handhaben. Durch einen Filter gelangt die Umgebungsluft in eine Diffusionskammer, wo sich ein Plastikmaterial befindet, auf dem α -Teilchen Schäden bzw. Spuren hinterlassen. Das Verhältnis von der Anzahl dieser Spuren zur Fläche gibt bei der Auswertung die gemessene Durchschnittsaktivität pro Luftvolumen an. Die Nutzung von verschiedenen Filtermaterialien hat Auswirkungen auf die Zeitdauer, die die Umgebungsluft benötigt, um in die Kammer zu gelangen. Durch eine Erhöhung dieser Zeit können auch Einflüsse von Thoron-Zerfallsprozessen eliminiert werden, da dadurch der Großteil von Thoron zerfällt, bevor es in die Kammer gelangt (WHO 2009).

Zusätzlich zu den Detektoren wurden auch Fragebögen ausgehändigt, um die baulichen Beschaffenheiten der jeweiligen Gebäude zu erheben. Es wurden nur die Beschaffenheiten in der Analyse berücksichtigt, von denen ein Einfluss auf die Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen erwartet wird. Im oberösterreichischen Pilotprojekt wurden 1303 Detektoren und im steirischen Folgeprojekt 1926 Detektoren von der Bevölkerung retourniert.

4.3. Mathematische Hilfsmittel

Für die Analyse der Daten wurden eigene Programme mit Python erstellt, welche auf die Funktionsbibliotheken von numpy, scipy, math und matplotlib zurückgreifen. Zur Darstellung wurden die Programme Pyplot und Gnuplot verwendet.

4.3.1. Korrelation

Zur Abschätzung der Korrelation zwischen den verschiedenen Messwerten wurden sowohl die Berechnung nach Pearson, siehe Formel 4.7, als auch die Spearman Korrelation verwendet. Ein Korrelationskoeffizient von 1 steht für eine hohe Korrelation, -1 für eine hohe negative Korrelation und 0 für keine vorhandene Korrelation.

$$r_{xy} := \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (4.7)$$

Wird die Art der Korrelation nicht näher erläutert, ist die Pearson Korrelation gemeint. Die Spearman Korrelation wird extra als solche bezeichnet. Bei der Spearman Korrelation werden die Daten zu erst in Ränge konvertiert, bevor der Korrelationskoeffizient berechnet wird.

4.3.2. Inverse Gewichtungsmethode

Für die Analyse der Aktivitätskonzentration der Bodengasmessungen zusammen mit den Innenraummessungen, wurden die Bodengasmessungen interpoliert, um an den geographischen Orten der Innenraummessungen einen Wert zu erhalten. Dafür wurde die Inverse Gewichtungsmethode verwendet, welche in Formel 4.8 dargestellt ist. Diese benutzt einen Gewichtungsfaktor, mit dem die Messwerte aufgrund der Distanzen zum interpolierten Wert unterschiedlich stark gewichtet werden können. Ein hoher Gewichtungsfaktor bezieht näher gelegene Messwerte stärker in Betracht, während ein niedriger Gewichtungsfaktor eher alle Punkte gleichmäßiger miteinbezieht. Bei einem Höhenprofil wird gewöhnlicherweise ein Gewichtungsfaktor von 2,5 herangezogen.

$$\hat{v}_i = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p} v_i}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p}} \quad (4.8)$$

v_i ... Bekannte Punkte

\hat{v}_i ... Zu schätzende Punkte

d_i ... Distanzen zwischen den jeweiligen bekannten und zu schätzenden Punkten

p ... Gewichtungsfaktor - Exponent um die Distanzen zu gewichten

Als Beispiel für eine Interpolation mit Gewichtungsfaktor 2,5 wird in Abbildung 4.5 eine Karte der gemessenen Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas aus den steirischen Gemeinden gezeigt.

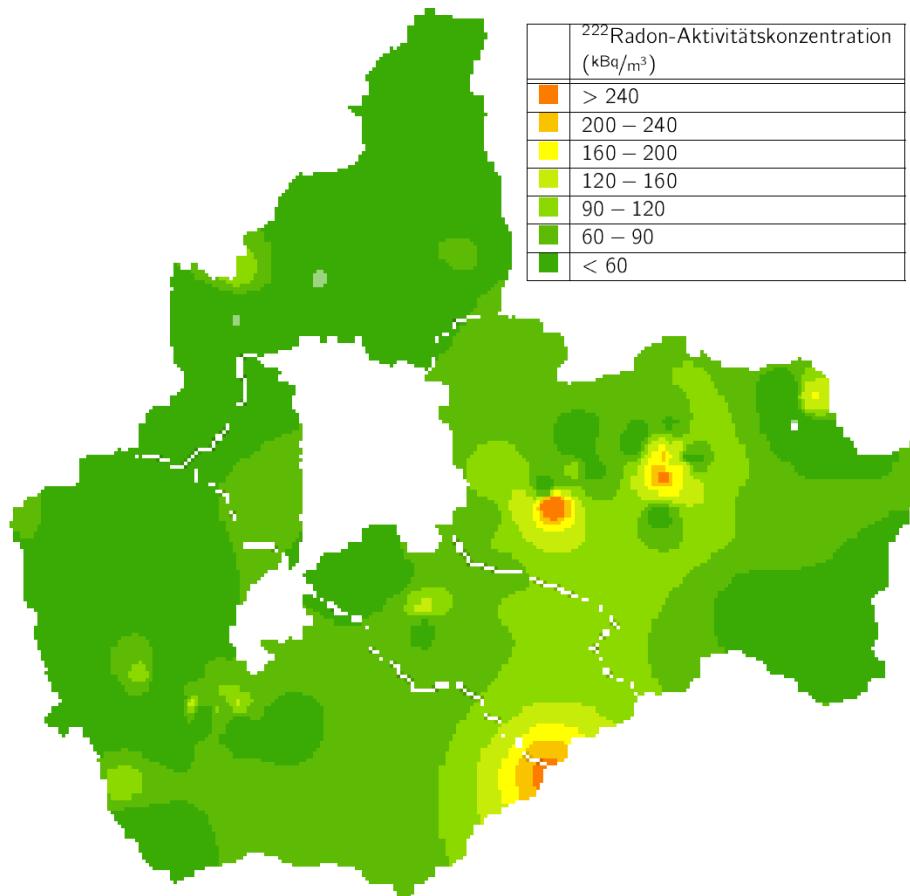


Abbildung 4.5.: Eine interpolierte Karte der gemessenen $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentrationen in der Steiermark, eigene Darstellung mittels Gnuplot.

4.3.3. Boxplot

Zur Analyse der Daten und Verteilungen der Messergebnisse werden unter anderem Boxplots verwendet. Die Box eines solchen Boxplots zeigt in welchem Bereich 50 % der Werte liegen. Der Querbalken innerhalb der Box spiegelt den Medianwert wieder. Unter diesem und über diesem Wert liegen jeweils 50 % der betrachteten Punkte. Die untere Grenze der Box ist das untere Quartil unter dem 25 % der Punkte liegen. Über dem oberen Quartil, der oberen Grenze der Box, liegen ebenfalls 25 % der Punkte. Minimum und Maximum sind durch die Whisker dargestellt, die Querbalken außerhalb der Box, die mit der Box durch vertikale Striche verbunden sind. Die Punkte außerhalb dieser Whiskers stellen die Ausreißer dar.

5. Ergebnisse

5.1. Analyse der Bodengasmessungen

Im Zuge der Radon-Vollerhebung in vier Gemeinden in der Steiermark wurden verschiedene Parameter des Bodens (Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas, Permeabilität des Bodens, Ortsdosiseleistung, Uran- bzw. Radium-Aktivitätsgehalt im Boden) gemessen. Diese werden zuerst auf Korrelationen untereinander untersucht. In weiterer Folge werden die Werte der Innenraummessungen miteinbezogen und mit den Ergebnissen der Bodengasmessungen auf Korrelationen analysiert.

5.1.1. Korrelation zwischen Bodenparametern

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Study of Parameters Relevant for a better Prediction of the Radon Potential“ wieder.

Zur Abschätzung der Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen, wäre es vorteilhaft verschiedene Parameter heranziehen zu können, beziehungsweise bei unvollständigen Daten einzelne Parameter durch andere zu substituieren. Hierzu werden die einzelnen Messgrößen auf Korrelationen und deren Beziehungen untereinander untersucht, um daraus Schlüsse ziehen zu können, inwiefern diese zur Abschätzung des Radon-Potenzials oder zur Substitution anderer Messgrößen herangezogen werden können. Dazu wird der Mittelwert des Quotienten zweier Messgrößen und dessen relative Unsicherheit bestimmt. Weiters wird die Korrelation zwischen den angegebenen Messgrößen errechnet. Die Ergebnisse der Analyse werden in Tabelle 5.1 aufgezeigt.

Tabelle 5.1.: Analyse der Beziehung zwischen den verschiedenen Messgrößen.

Messgrößen	Mittelwert des Quotienten	Relative Unsicherheit	Korrelation
$c_a(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $a(^{238}\text{U})$, Bq/kg	2,4	71 %	0,09
$c_a(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	1,8	61 %	0,35
$c_a(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / Permeabilität, m ²	$8,3 \cdot 10^{13}$	157 %	-0,03
$u_r(c_a(^{222}\text{Rn}))\%$ / Permeabilität, m ²			-0,013
$c_a(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $H^*(10)$, $\mu\text{Sv}/\text{h}$	656	63 %	0,49
$H^*(10)$, $\mu\text{Sv}/\text{h}$ / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	0,0029	29 %	0,50
$a(^{238}\text{U})$, Bq/kg / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	0,86	31 %	0,67
$Max - c_a(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	2,2	62 %	0,43

Die Messgrößen sind beeinflusst von vielen unterschiedlichen Parametern und sind Teil ei-

5. Ergebnisse

nes komplexen natürlichen Systems. Deswegen können von vornherein keine hohen Korrelationskoeffizienten erwartet werden. Der Korrelationskoeffizient zwischen der Aktivitätskonzentration von Uran und Radium zeigt mit 0,67 den höchsten Wert. Das Maximum der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas einer Messstelle korreliert mit einem Wert 0,43 stärker mit der Radium-Aktivitätskonzentration, als der Mittelwert an einer Messstelle mit 0,35. Mit der Aktivitätskonzentration von Uran weist die Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas keine Korrelation auf. Die Korrelationskoeffizienten zwischen der Ortsdosiseleistung und der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas beziehungsweise der Radium-Aktivitätskonzentration im Boden zeigen relativ hohe Werte mit 0,49 und 0,5. Die Permeabilität zeigt keine Korrelation zwischen der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas oder der Unsicherheit des Mittelwertes der Radon Aktivitätskonzentration an einer Messstelle.

5.1.2. Interpolation der Bodengaswerte und Vergleich mit Innenraumwerten

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential“ wieder.

Für einen direkten Vergleich der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und in Innenräumen, wären Werte an den selben Orten sehr hilfreich. Um diese zu erhalten werden die Messwerte der Bodengasproben an den Stellen von Innenraummessungen interpoliert. Dabei wird die Inverse Gewichtungsmethode, welche in Kapitel 4.3.2 beschrieben wird, verwendet. So werden Werte für die Aktivitätskonzentration im Bodengas an der geographischen Stelle eines Hauses, in dem Innenraummessungen durchgeführt wurden, berechnet.

Zuerst muss ein geeigneter Gewichtungsfaktor gefunden werden, welcher für weitere Analysen benutzt wird. Bei einem Wert von 2,5 wird so gewichtet, dass die Übergänge der interpolierten Werte gleichmäßig sind, wie es zum Beispiel bei einem Höhenprofil erwünscht wäre.

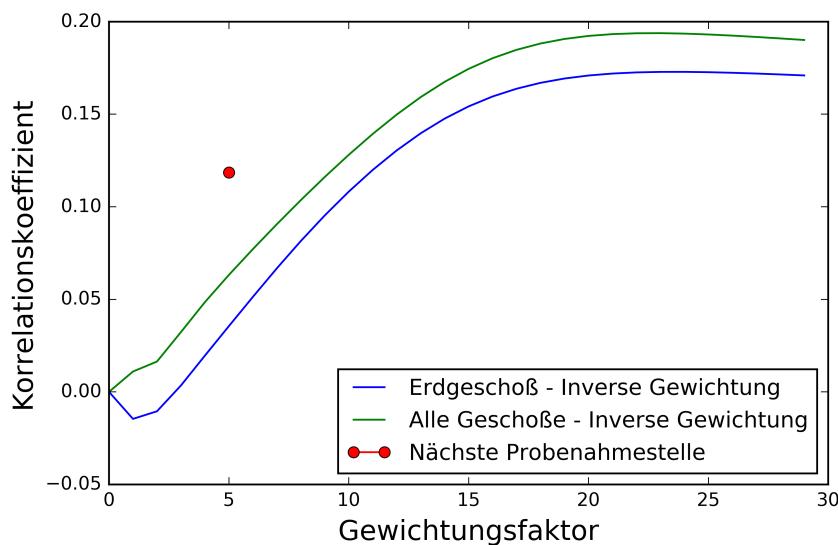


Abbildung 5.1.: Der Korrelationskoeffizient in Abhängigkeit des zur Interpolation herangezogenen Gewichtungsfaktors.

Für das Ermitteln eines geeigneten Gewichtungsfaktors wird der Korrelationskoeffizient zwischen interpolierter Aktivitätskonzentration im Boden und gemessener Aktivitätskonzentration in Innenräumen als Funktion des Gewichtungsfaktors berechnet und wird in Abbildung 5.1 dargestellt. Dabei wird auch die Berechnung der Korrelation aufgeteilt. Einerseits werden nur Werte aus dem Erdgeschoß herangezogen, andererseits werden alle Werte herangezogen.

Es wurde erwartet, dass die Interpolation, welche nur die Werte im Erdgeschoß berücksichtigt, einen höheren Korrelationskoeffizienten aufweist, da so die verwendeten Werte auf ein einheitliches Niveau festgelegt werden. Allerdings ist die Korrelation, welche bei der Interpolation alle Werte miteinbezieht, durchwegs höher. So werden in weiteren Analysen die Werte aus allen Stockwerken verwendet. Außerdem wird auch der Korrelationswert angezeigt, bei dem statt der Interpolation nur jener Messwert der Aktivitätskonzentration im Bodengas zum Vergleich herangezogen wird, dessen Messort dem Gebäude mit dem Innenraummesswert am nächsten liegt. Es wird also ein Innenraumwert mit dem Bodengaswert verglichen, bei dessen Messpaar die Distanz der beiden Messorte - Gebäude zu Bodenprobenahmestelle - am kürzesten ist.

Der Korrelationskoeffizient weist ein Maximum bei einem Gewichtungsfaktor von 23 auf. Bei der Gewichtung werden also nahe Messstellen stärker berücksichtigt als weiter entfernte. Trotzdem ist der Gewichtungsfaktor deutlich höher, als wenn nur die nächstgelegene Messstelle herangezogen wird.

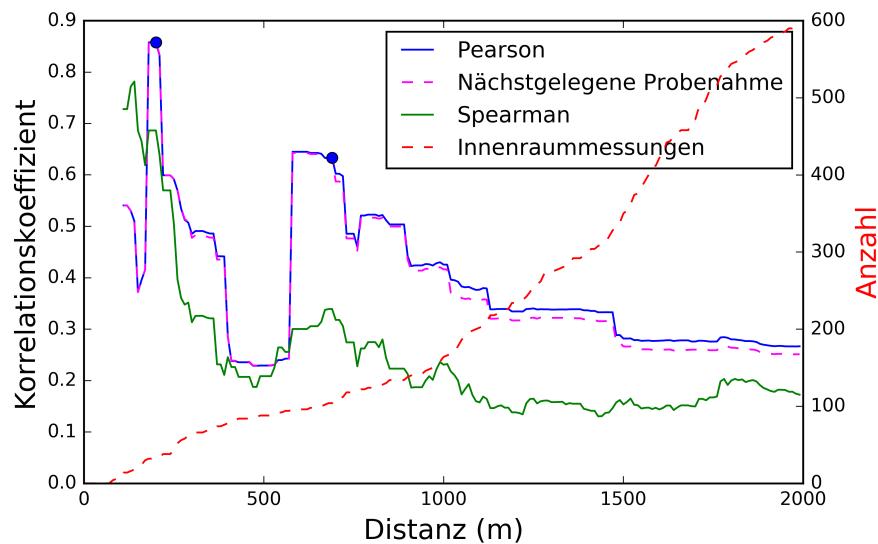


Abbildung 5.2.: Der Korrelationskoeffizient in Abhängigkeit von der Distanz Innenraum- zu nächstgelegenem Bodenmesswert.

In weiterer Folge wird erläutert, wie sich der Korrelationskoeffizient verhält, wenn nur die Messwerte herangezogen werden, bei denen die Distanz zwischen Innenraum-Messstelle zur nächstgelegenen Boden-Messstelle unter einem bestimmten Wert liegt. Das Ergebnis ist in Abbildung 5.2 gezeigt. Die X-Achse zeigt die Distanz an, bis zu welcher die Messstellen berücksichtigt werden. Neben dem Pearson Korrelationskoeffizient wird auch der Spearman Kor-

5. Ergebnisse

relationskoeffizient verwendet. Außerdem wird auch die Korrelation berechnet, wenn nur der nächste Messwert anstelle der Interpolation herangezogen wird. Weiters ist abgebildet wie viele Innenraum-Bodengas-Messpaare unter das beschriebene Distanzkriterium fallen.

In Abbildung 5.2 ist die X-Achse bis zur Distanz von 2000 m abgekürzt um einen besseren Einblick auf den ersten Abschnitt zu erlangen. Die Pearson Korrelation zeigt höhere Werte als die Spearman Korrelation. Ein erstes Maximum liegt knapp unter 0,9 sinkt bis 0,2 und steigt wieder bis um die 0,6 bevor die Werte relativ stetig gegen 0,19 sinken. Besonders im ersten Abschnitt lässt sich kaum ein Unterschied zwischen der Interpolation und der Verwendung bloß des nächstgelegenen Punktes ausmachen. Dem Korrelationskoeffizienten von 0,63 beim zweiten Maximum liegen 104 Innenraum-Bodengas-Messpaare zu Grunde. In Tabelle 5.2 sind die detaillierten Daten der markanten Punkte aufgelistet.

Tabelle 5.2.: Detaillierte Daten der markanten Punkte aus Abbildung 5.2.

	Gebäude Anzahl	Maximale Distanz	Korrelation Innenraum zu					
			Boden	Bodengas	ODL	Perm.	Radium	Neznal
Erster Punkt	32	200 m	0,86	0,86	0,24	-0,57	0,32	0,66
Zweiter Punkt	104	690 m	0,63	0,65	0,02	-0,27	0,1	0,49
Gesamt	1926	4913 m	0,19	0,20	0,08	-0,09	0,02	0,09

Das Ziel des Projekts, in dem die Messungen durchgeführt wurden, war primär die Analyse der Messwerte in Zusammenhang mit der Geologie. In der untersuchten Region befanden sich die Siedlungsflächen hauptsächlich im Tal in der geologischen Zone des Talschutts. Da diese Region über keine besondere Charakteristik verfügt, wurden in diesen dichter besiedelten Gebieten nicht verdichtet Bodengasmessungen durchgeführt. Für die Methoden der gewählten Analyse wäre allerdings ein dicht beprobtes Gebiet von Innenraummessungen und Bodengasmessungen mit jeweils kurzen Distanzen zwischen den Messpunkten von Vorteil. Jedoch liegen keine Daten vor, die diesen Kriterien entsprechen.

5.1.3. Quotienten zwischen Radon-Aktivitätskonzentrationen

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential“ wieder.

Der Quotient zwischen der gemessenen Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen und der interpolierten Radon-Aktivitätskonzentration an der betreffenden Stelle wird berechnet. Gebäude, die ausreichend gegen den Eintritt von Bodengas abgedichtet sind, haben einen niedrigen, gegen Null gehenden Quotienten. Hingegen steht ein hoher Quotient für eine schlechte Abdichtung und einen leichten Transport von Radon in die Gebäude. Die berechneten Quotienten werden mittels Boxplot-Diagrammes in Abbildung 5.3 dargestellt. Dabei wird eine Verteilung für alle Gebäude gezeigt und bezugnehmend auf Abbildung 5.2 werden ebenso die Quotienten der Messpaare, deren Distanzen innerhalb von Punkt 1 und Punkt 2 liegen und bei denen hohe Korrelationen berechnet wird, gezeigt.

Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass alle Verteilungen einen Medianwert um 0,003 auf-

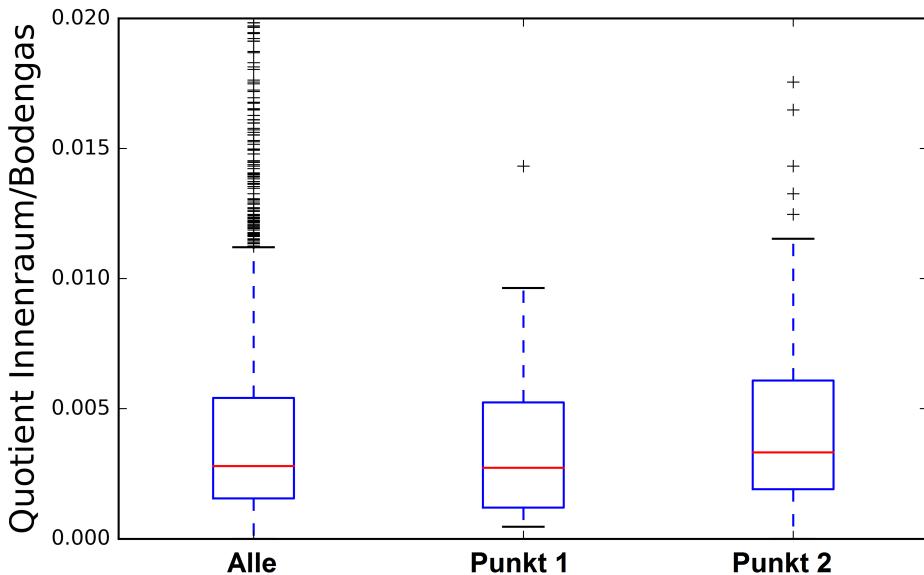


Abbildung 5.3.: Boxplots der Quotienten zwischen Innenraummesswerten und interpolierten Bodengaswerten mit Bezug auf Abbildung 5.2.

weisen und sich die Verteilungen sehr ähneln. Hauptsächlich unterscheiden sie sich durch ihre Ausreißer.

Es kann angenommen werden, dass diese Ausreißer der Grund für die niedrige Korrelation der Analyse in Abbildung 5.2 verantwortlich ist. Die Quotienten können ein wichtiges Hilfsmittel für die Abschätzung der resultierenden Radon-Innenraumkonzentrationen aus den gemessenen Bodengaswerten geben. Wird zum Beispiel für den Quotienten als Abschätzung der Medianwert von 0,003 angenommen, würde ein Aktivitätskonzentrationswert im Bodengas von $100.000 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ausreichen, um den Grenzwert von $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ im Gebäude zu erreichen. Wird für diese Berechnung der Quotientenwert des niedrigsten Whiskers von Punkt 1, also 0,01, als konservative Abschätzung herangezogen, würden bereits $30.000 \text{ Bq}/\text{m}^3$ genügen um den Grenzwert zu erreichen. Von den gemessenen Bodengaswerten liegen 76 % über $30.000 \text{ Bq}/\text{m}^3$ und 21 % über $100.000 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Neben der geologischen Beschaffenheit wird angenommen, dass der Quotient hauptsächlich von den Gebäudebeschaffenheiten und den Gewohnheiten der Bewohner abhängt, was das Lüften und Heizen betrifft. Da sowohl die Bauweisen von Gebäuden, das verwendete Baumaterial als auch wetterbeeinflusstes Lüftverhalten von der besiedelten Region abhängt, wird auch erwartet, dass der Quotient unterschiedliche Werte für unterschiedliche Regionen aufweist.

5.1.4. Analyse der Quotienten zwischen den Radon-Aktivitätskonzentrationen

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results“ wieder.

In Abbildung 5.4 werden die Quotienten hinsichtlich des Kriteriums untersucht, ob bei den entsprechenden gemessenen Innenraumwerten der Referenzwert überschritten oder unterschrit-

5. Ergebnisse

ten wird. Die Bodengaswerte wurden mit einem Gewichtungsfaktor von 23 interpoliert. Es ist ersichtlich, dass die Quotienten bei überschreiten des Referenzwertes höher sind als bei unterschreiten des Referenzwertes. Diese Darstellung legt Nahe, dass der Quotient, also der Transferfaktor für die Radon-Aktivitätskonzentration zwischen Boden und Haus, einen größeren Einfluss auf die resultierende Radon-Aktivitätskonzentration hat als die Höhe der Radon-Aktivitätskonzentration im Boden.

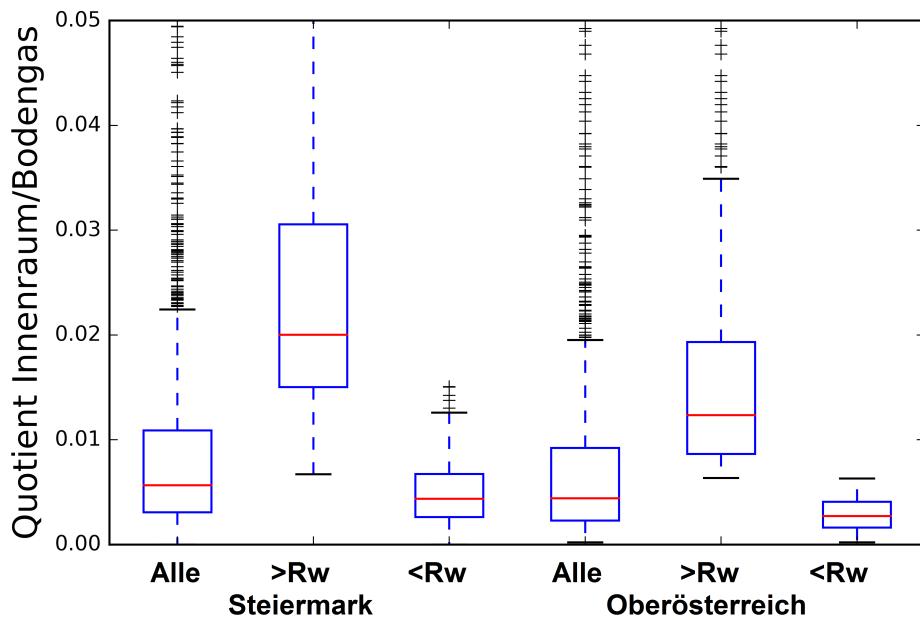


Abbildung 5.4.: Quotienten zwischen interpolierten und gemessenen Innenraumwerten aufgeteilt, ob die Innenraumwerte den Referenzwert von $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ überschreiten oder unterschreiten.

Trotz niedriger Quotienten kann eine entsprechend hohen Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas zu einer Überschreitung des Referenzwertes in Gebäuden führen. Hohe Quotienten müssen nicht zwangsläufig zu einer Überschreitung des Referenzwertes führen. Während bei den Boxplots der oberösterreichischen Ergebnisse sich die Wertebereiche der Quotienten kaum überschneiden, findet sich doch eine gewisse Schnittmenge bei den steirischen Ergebnissen. Das 10 %-Quartil der Quotienten, um die Ausreißer auszuschließen, liegt bei 0,0018. Für ein Erreichen von $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ in Innenräumen würden demnach $167 \text{ kBq}/\text{m}^3$ im Bodengas ausreichen. Allerdings wurde an keiner Stelle eine so hohe Aktivitätskonzentration im Boden gemessen. Das 90 %-Quartil der Quotienten liegt bei 0,024, wobei $12,5 \text{ kBq}/\text{m}^3$ ausreichen würden, um den Referenzwert zu erreichen. Insgesamt wurden bei 88 % der Stellen eine so hohe Aktivitätskonzentration gemessen und 99 % der interpolierten Werte liegen darüber. Theoretisch könnte dieser Ansatz herangezogen werden, um ausschließen zu können, dass bei einer bestimmten Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas die Aktivitätskonzentration in Innenräumen in der Lage ist den Referenzwert zu überschreiten. Allerdings zeigt die Anzahl der tatsächlich gemessenen Aktivitätskonzentrationen (88 % und 99 % der interpolierten), dass dieser Grenzwert der Aktivitätskonzentration im Boden kaum unterschritten wird, als dass dieser Ansatz in der Beurteilungspraxis herangezogen werden könnte.

In Abbildung 5.5 wird der Quotient direkt gegen die gemessenen Innenraum-Aktivitätskonzentrationen aufgetragen. Es ist eine gute Korrelation sichtbar, da der Wert der Innenraum-Aktivitätskonzentration mit dem Quotienten zwischen Innenraum- und Bodengas-Aktivitätskonzentration steigt. Da allerdings die Innenraum-Aktivitätskonzentration selbst bei der Berechnung des Quotienten herangezogen wird, kann ein gewisses Maß an Korrelation von Vornherein erwartet werden. Der berechnete Korrelationskoeffizient beträgt 0,38. Der andere Einflussfaktor ist die interpolierte Bodengas-Aktivitätskonzentration.

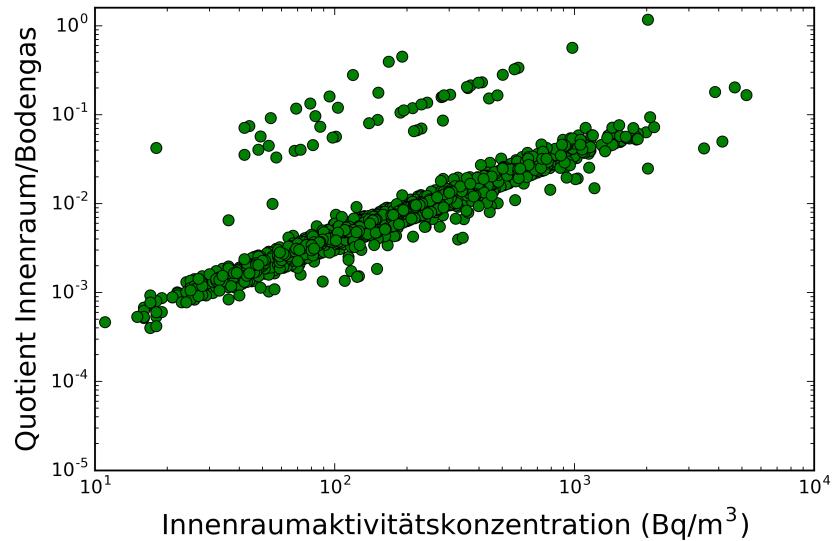


Abbildung 5.5.: Der Quotient gegen die Innenraumaktivitätskonzentration aufgetragen.

In Abbildung 5.6 ist der Quotient zwischen der Aktivitätskonzentration im Bodengas und in Innenräumen in Abhängigkeit von der Innenraumstelle zur nächsten Bodengasmessstelle dargestellt. Verglichen zum Verhalten des Korrelationskoeffizienten in Abbildung 5.2 kann keine Ähnlichkeit zu Abbildung 5.6 hergestellt werden. Aus Abbildung 5.6 ist ersichtlich, dass vergleichsweise wenig Messungen um die Distanz von 500 m liegen. Der Quotient selbst zeigt nicht so kontinuierlich verteilte Werte wie bei etwas weniger oder etwas mehr Distanz. Diese Tatsache könnte die niedrige Korrelation bei dieser Distanz in Abbildung 5.2 erklären.

5. Ergebnisse

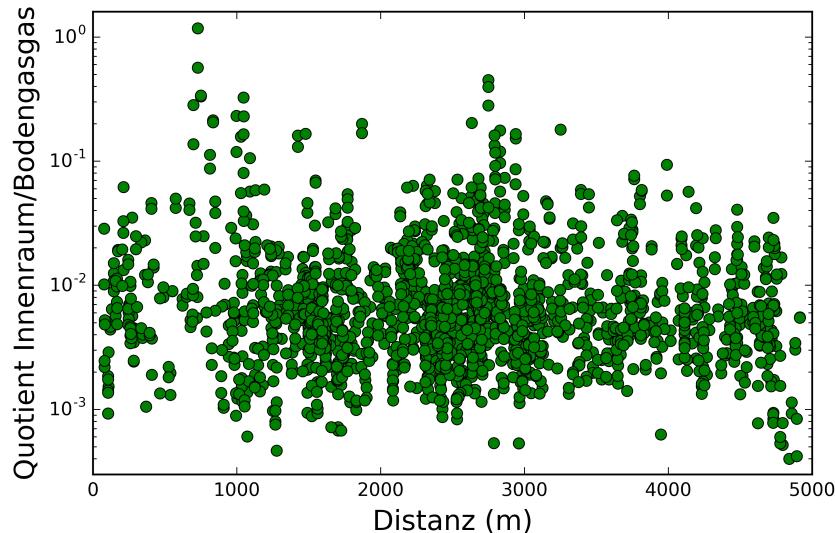


Abbildung 5.6.: Quotient zwischen der Aktivitätskonzentration im Bodengas und in Innenräumen in Abhängigkeit von der Innenraumstelle zur nächsten Bodengasmessstelle.

5.1.5. Analyse der Gebäudeeigenschaften

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential“ wieder.

Für die Einbeziehung der jeweiligen Gebäudeeigenschaften werden die Eigenschaften, von denen die größten Einflüsse auf den Radon-Transfer erwartet werden, herangezogen. Den verschiedenen Eigenschaften wird jeweils ein Faktor zwischen 0,1 und 1 zugewiesen. Mit diesen Faktoren wird der interpolierte Messwert der Bodengasmessungen multipliziert, bevor die Korrelation der so erhaltenen Werte mit den Innenraummessungen berechnet wird. Für jede Kategorie wird der Faktor mittels Iteration ermittelt. Dabei werden die Faktoren zwischen 0,1 und 1 in Schritten von 0,1 ausprobiert. Der Wert, an dem die höchste Korrelation auftritt, wird festgehalten. Die aus diesem Verfahren erhaltenen Werte sind in Tabelle 5.3 aufgelistet. Da der Rechenaufwand zu hoch ist, alle Faktoren bei dem iterativen Verfahren zu kombinieren, wird nur die Änderung der Korrelation durch Anwendung eines Faktors berechnet. Nach Berechnung der einzelnen Faktoren durch einzelne Analysen werden jedoch alle Faktoren mit den interpolierten Bodengaswerten multipliziert und die Korrelation der erhaltenen Werte mit den Innenraumwerten ermittelt. Dieses Vorgehen führt zu einer Erhöhung des Korrelationskoeffizienten auf 0,31 und für die Messpaare innerhalb Punkt 2 (in Bezug auf Abbildung 5.2) auf 0,74, was eine Erhöhung um 63 % beziehungsweise 18 % bedeutet. Bei einer Analyse, bei der alle Faktoren iteriert und mit den interpolierten Bodengaswerten multipliziert werden, könnte eventuell eine höhere Steigung erzielt werden, welche aufgrund der benötigten Rechenleistung beziehungsweise der langen Berechnungsdauer nicht durchgeführt wird.

Die Multiplikation der Faktoren mit den interpolierten Innenraumwerten erhöht die Korrelationskoeffizienten. Die baulichen Eigenschaften und ihre entsprechenden Faktoren mindern

Tabelle 5.3.: Faktoren der baulichen Gebäudeeigenschaften und resultierende Korrelationskoeffizienten.

Keller	Ganz		teilweise		nicht vorhanden				Korrelation
	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor			
	1290	0,3	392	1	220	0,7			0,32
Fundament	Streifen		Platte		Teilplatte		keines		Korrelation
	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor	
	632	1	806	0,5	154	0,9	94	1	0,26
Bodenaufbau	Estrich		Sand		Ziegel		Beton		Korrelation
	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor			
	1420	0,5	222	0,9	380	1	104	0,7	0,23
Wände	Stein		Beton		Holz		Ziegel		Korrelation
	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor	Anzahl	Faktor			
	286	1	938	0,7	207	0,5	206	0,7	0,25

die Möglichkeit für Radon ins Gebäude einzutreten. In Bezug auf den Keller ist angenommen worden, dass ein Vorhandensein des Kellers die gemessene Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen mindert. Der Keller stellt eine Ebene und ein Hindernis zwischen dem Erdreich und der im Erdgeschoß platzierten Messdose dar. Der Analyse zu Folge haben aber auch Gebäude ohne Keller einen limitierenden Faktor, was auf eine bessere Abdichtung zum Erdreich hin zurückgeführt werden könnte. Die höchste Steigung des Korrelationskoeffizienten um 59 % von einem Wert von 0,19 auf 0,32 geht auf den Keller zurück.

5.1.6. Analyse der Quotienten bezüglich der Gebäudeeigenschaften

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results“ wieder.

Nun werden die Quotientenverteilungen unter den verschiedenen Gebäudeeigenschaften verglichen. Diese werden in Abbildung 5.7 gezeigt, wobei das Vorhandensein eines Kellers und des Bodenmaterials als Kriterium herangezogen wird. Unterschiede in den verschiedenen Verteilungen sind sichtbar. Die ersten drei Boxplots sind unterteilt, ob ein Keller vorhanden ist, nicht vorhanden ist oder das Gebäude nur teilweise unterkellert ist. Die weiteren vier Boxplots sind in das jeweilige Bodenmaterial, Estrich, Sand, Beton und Ziegel unterteilt.

In Bezug auf die Unterkellerung weisen die Quotienten höhere Werte auf, wenn die Gebäude teilweise unterkellert sind. Von Vornherein wurde angenommen, dass Gebäude ohne Keller einen höheren Quotienten aufweisen, da hier der Transfer vom Boden ins Erdgeschoß des Gebäudes schneller erfolgen kann, als wenn ein Keller dazwischen liegt. Allerdings kann durch die Abwesenheit des Kellers sein, dass die Gebäude zum Boden hin besser abgedichtet sind, weil der Boden baulich aufwendiger ausgeführt ist. So gibt es auch Erdkeller, welche gar keinen baulich ausgeführten Boden haben, sondern das Erdmaterial den Boden darstellt. Bei den Baumaterialien scheinen Ziegel ein höheres Transferpotenzial zu haben als Sand oder Estrich. Eindeutige Aussagen können allerdings nur schwer getroffen werden, da sich die verschiedenen

5. Ergebnisse

Verteilung überschneiden.

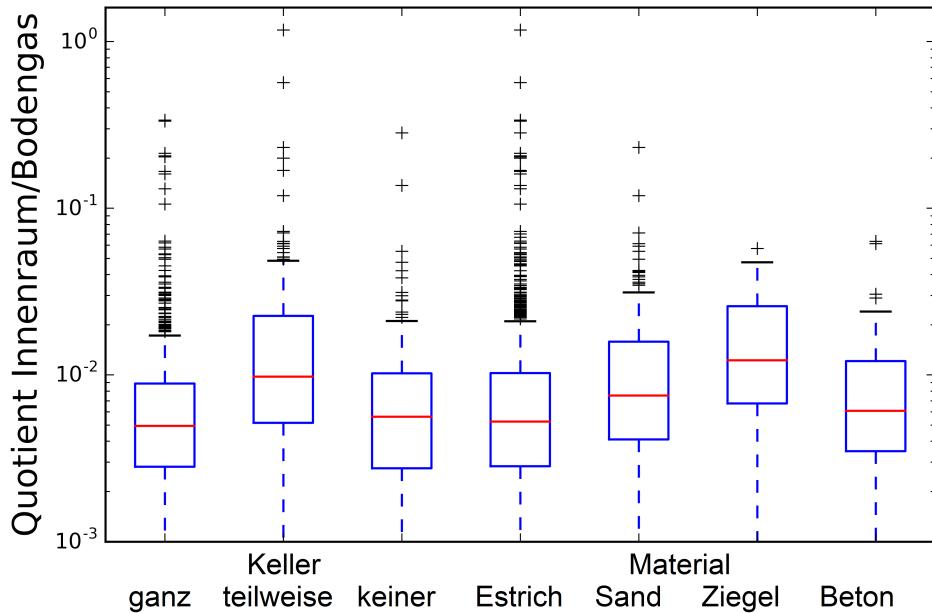


Abbildung 5.7.: Der Quotient in Boxplots unterteilt in die Gebäudecharakteristika von Keller und Bodenmaterial.

5.1.7. Vorhersage von Innenraumwerten

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results“ wieder.

Anhand der gemessenen Bodengaswerte soll nun mittels Interpolation an den Stellen der Innenraummessungen vorhergesagt werden, ob die Radon-Aktivitätskonzentration im Innenraum den Referenzwert übersteigt oder nicht. Dazu wird zuerst der Wert der Radon-Aktivitätskonzentration im Boden an der Stelle einer Innenraummessung interpoliert. Dann wird dieser interpolierte Wert mit einem bestimmten Faktor multipliziert, der den Transfer zwischen Boden und Gebäude darstellt. Danach wird diese resultierende Vorhersage für den Wert des Innenraumes mit dem eigentlichen Messwert verglichen. Sind beide Werte über oder unter $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ist die Vorhersage korrekt. Tritt diese Übereinstimmung nicht ein ist die Vorhersage falsch. Für den multiplizierten Faktor werden verschiedene Werte durchprobieren und der mit der höchsten Anzahl an korrekten Vorhersagen herangezogen, beziehungsweise wird die Abhängigkeit von diesem Faktor zur Anzahl der korrekten Vorhersagen untersucht.

Als Bewertung einer korrekten Vorhersage wird die Überschreitung bzw. Unterschreitung des Referenzwertes herangezogen, da in den EU-Richtlinien dieses Entscheidungskriterium bei der Beurteilung von Gebieten, ob eine signifikante Anzahl der Gebäude den Referenzwert überschreitet, gefordert ist. Außerdem wird auch analysiert ob sich durch die Evaluierung des Mittelwertes und der Standardabweichung aus der Differenz zwischen gemessener und vorhergesagter Innenraumkonzentration sinnvolle Aussagen treffen lassen. Beide Werte steigen aber stetig mit dem Multiplikationsfaktor an, wodurch eine Bewertung anhand dieser Kriterien nicht möglich

ist.

In Abbildung 5.8 wird die Prozentzahl an korrekten Vorhersagen in Abhängigkeit vom Multiplikationsfaktor, der den Transfer zwischen Boden und Gebäude darstellt, abgebildet. Dabei wird ein Gewichtungsfaktor von 23 genutzt, da bei diesem die höchste Korrelation zwischen interpolierten und gemessenen Radon-Aktivitätskonzentrationen in Innenräumen auftritt. Die dargestellte Vorhersage wird unterteilt in korrekte Vorhersagen bei unterschrittenem oder überschrittenem Referenzwert. Der Prozentwert für die Vorhersagen, die beide berücksichtigen bleibt relativ konstant in einem Bereich zwischen 50 und 60 %. Da die Aktivitätskonzentration im Bodengas ein Vielfaches höher ist als in Innenräumen, liegt bei einem Faktor, der niedrig genug ist, jeder vorhergesagte Wert über 300 Bq/m^3 . Andersrum ist bei einem niedrigen Faktor jeder Wert darunter, wodurch eine gesonderte Betrachtung sinnvoll ist.

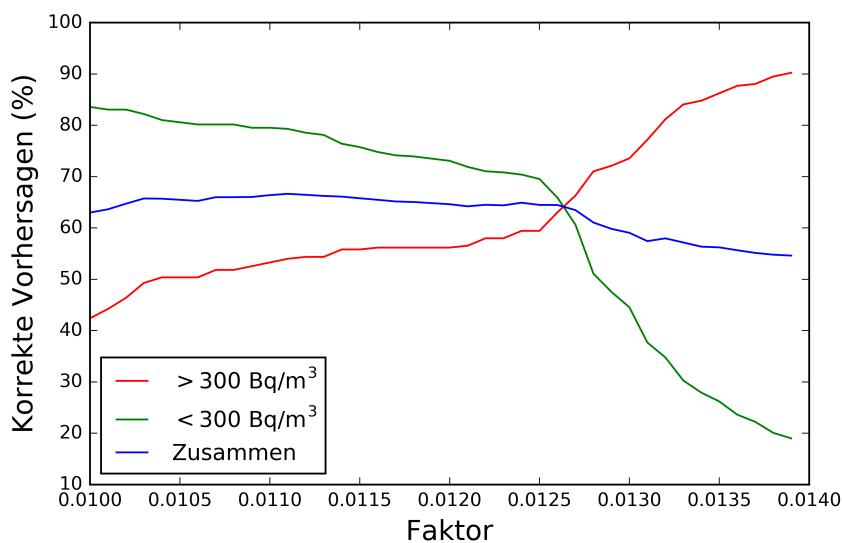


Abbildung 5.8.: Anhand interpolierter und mit bestimmten Faktor (Wert: X-Achse) multiplizierter Bodengaswerte werden Vorhersagen für Innenraumwerte berechnet und mittels gemessener Innenraumwerte auf ihre Korrektheit überprüft.

In Tabelle 5.4 sind die multiplikativen Faktoren aufgelistet, ab denen alle Vorhersagewerte den Referenzwert unterschreiten oder überschreiten. Außerdem sind sowohl die Faktoren aufgelistet, an denen die Schnittpunkte der Vorhersagen von unterschrittenen und überschrittenem Referenzwert sind, als auch die Prozentzahl der korrekten Vorhersagen am Schnittpunkt selbst.

Tabelle 5.4.: Liste für multiplikative Faktoren und Prozentwerte korrekter Vorhersagen für verschiedene Gewichtungsfaktoren.

Gewichtungsfaktor	0,5	2,5	23
Faktor > 300 Bq/m ³	0,0085	0,02	0,02
Faktor < 300 Bq/m ³	0,007	0,0061	0,006
Faktor bei Schnittpunkt	0,008	0,01	0,013
Korrekte Vorhersagen bei Schnittpunkt	53 %	54 %	64 %

5. Ergebnisse

Bei Verwendung des multiplikativen Faktors von 0,013 bei einem Gewichtungsfaktor von 23 lässt sich die höchste Anzahl korrekter Vorhersagen sowohl für Werte über als auch unter dem Referenzwert erzielen. In Abbildung 5.9 sind die vorhergesagten Werte und die gemessenen Werte als Punktpaare dargestellt. Die vorhergesagten Werte gehen bis zu 1040 Bq/m^3 , wobei das Maximum der gemessenen Innenraumwerte bei 5218 Bq/m^3 liegt. Die X-Achse ist bei 2100 Bq/m^3 abgeschnitten, um den Hauptteil der Werte besser darzustellen. Fünf Werte der gemessenen Innenraumkonzentration liegen über 2100 Bq/m^3 .

Die vorhergesagten Werte der Aktivitätskonzentration in Innenräumen liegen hauptsächlich zwischen 200 und 400 Bq/m^3 . Bei einer guten Korrelation oder Beziehung zwischen den beiden Werten würde sich eine lineare Verteilung zeigen, welche allerdings nicht abgeleitet werden kann. Der Korrelationskoeffizient zwischen den Werten liegt bei $0,019$ und ist somit gleich ohne den angewendeten Faktor.

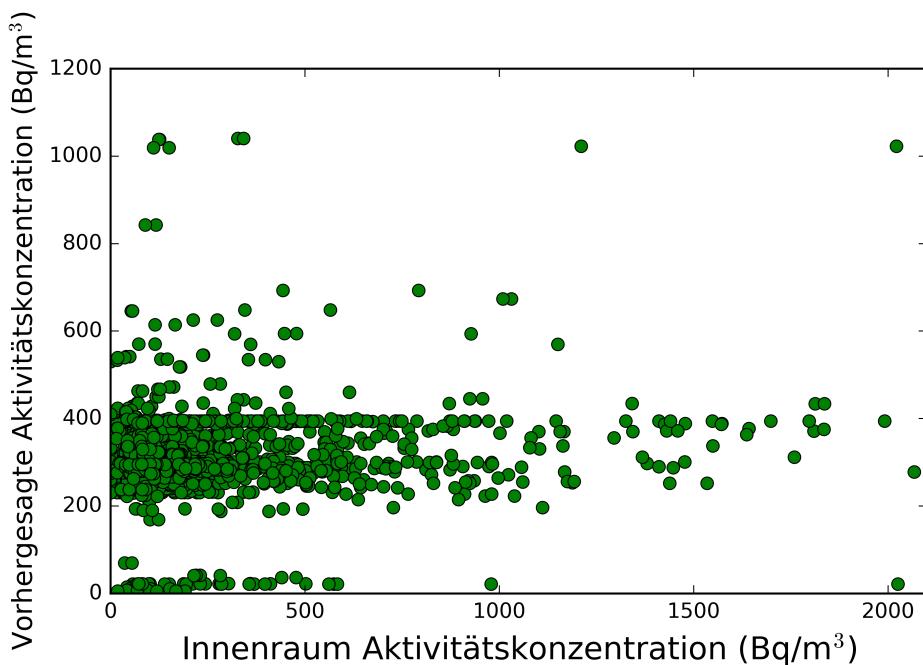


Abbildung 5.9.: Interpolierte und mit Faktor 0,0126 multiplizierte, vorhergesagte Werte gegen gemessene Werte der Innenraum-Aktivitätskonzentration aufgetragen.

5.1.8. Interpolation der Innenraumwerte

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results“ wieder.

Anstatt der Bodengaswerte werden nun die Innenraumwerte selbst interpoliert und zur Vorhersage herangezogen. Dabei wird der Messwert der Stelle an der interpoliert wird nicht berücksichtigt. Des weiteren wird auch kein Multiplikationsfaktor angewandt. Zum Vergleich werden die resultierenden Werte in Tabelle 5.5 aufgelistet.

Es ist ein ähnliches Verhalten wie zur Vorhersage anhand der interpolierten Bodengaswerte

Tabelle 5.5.: Prozentwerte korrekter Vorhersagen für verschiedene Gewichtungsfaktoren anhand der Interpolation der Innenraummesswerte.

Gewichtungsfaktor	Steiermark			Oberösterreich		
	0,5	2,5	23	0,5	2,5	23
> 300 Bq/m ³	00 %	54 %	53 %	100 %	65 %	56 %
< 300 Bq/m ³	100 %	85 %	86 %	00 %	58 %	67 %
Zusammen	50 %	69 %	69 %	50 %	61 %	61 %

sichtbar. Diese Resultate stärken die Annahme, dass die Gebäudecharakteristik einen stärkeren Einfluss hat, als die geogenen Bodenparameter. Ein höherer Einfluss des Bodengases selbst und ein geringerer Einfluss der Gebäudeeigenschaften, sollte zu ähnlichen Innenraumkonzentrationen führen, wenn die Distanz zwischen den Gebäuden geringer ist. Zwischen den Gewichtungsfaktoren 2,5 und 23 liegt nur wenig Unterschied in den resultierenden Werten. Eine Änderung, wie stark die nächstgelegenen Messwerte bei der Interpolation einbezogen werden, hat also nur eine geringe Auswirkung auf das Ergebnis. Verglichen zu den Bodengaswerten sind die Distanzen zwischen den Gebäuden geringer, was den geringen Einfluss des Gewichtungsfaktors erklären könnte.

5.2. Vereinfachte Messmethode zur Radon-Emanation

Das Kapitel gibt Ergebnisse aus „Introduction and Testing of a Simplified Method for the Evaluation of the Radon Emanation“ wieder.

5.2.1. Messkonzept

Das Ziel der vorgestellten Messmethode war die Entwicklung einer möglichst simplen Methode der Radon-Emanation was sowohl die Ausführung als auch die verwendeten Mittel betrifft. Die Arbeit wurde innerhalb des EURAMET Projekts MetroNORM (Maringer et al. 2017) durchgeführt. Messsysteme mit AlphaGUARDs, die über Pumpen mit den Probegefäßern verbunden waren (beschrieben in Kapitel 3.1), dienten als Grundlage. Dieser Messaufbau sollte vereinfacht werden. Schließlich wurde ein Messsystem gewählt, dass aus einem Exsikkator besteht, der das Messgerät und das Probenmaterial enthält. Die Grundlagen und Erklärungen der diversen Begriffe sind in Kapitel 3.3 beschrieben.

Bei der vereinfachten Messmethode werden ein passives Radon-Messgerät und das Probenmaterial innerhalb eines Exsikkator platziert. Die Radon-Aktivitätskonzentration baut sich einer bestimmten Aufbau-Funktion folgend auf. Das Messresultat des passiven Radon-Detektors, die Exposition, entspricht dem Integral dieser Aufbaukurve der Radon-Aktivitätskonzentration. Eigentlich wird bei dieser Methode die Exhalation des Materials gemessen. Um die Emanation zu messen, muss die Radon-Aktivitätskonzentration im Exsikkatorvolumen im Gleichgewicht mit der Radon-Aktivitätskonzentration in den Porenzwischenräumen des Probenmaterials sein. Durch den Gebrauch von gemahlenen beziehungsweise pulverförmigen Probenmaterial kann

5. Ergebnisse

dieser Zustand erreicht werden.

In pulverförmigem Material kann Radon leicht aus den Körnern ins Porenvolumen austreten (emanieren). Die Emanation hängt von der Größe der Körner ab und ist umso niedriger umso größer die Körner sind. In Hinblick auf die Bestimmung der Emanation und in weiterer Folge der Abschätzung der möglichen Exhalation bei Baustoffen soll bei der Methode die maximale Emanation gemessen werden, was durch Verwendung von Material mit möglichst kleiner Korngröße, also pulverisierten Material, erreicht wird. Für trockene Sande beträgt die Diffusionslänge von Radon 155 – 195 cm (Kemski et al. 1996) beziehungsweise 17 – 174 cm für Baumaterialien (Narula et al. 2010). Diese Diffusionslänge gibt an über welche Distanz sich Radon ausbreitet und ist länger als die wenige Zentimeter betragende Füllhöhe des Probenmaterials im Exsikkator. Außerdem kann bei pulverisierten Material die Rück-Diffusion vernachlässigt werden. Aus diesen beiden Umständen resultiert, dass die Radon-Aktivitätskonzentration im Porenvolumen gleich groß ist wie die Radon-Aktivitätskonzentration im Probenbehälter. Unter der Bedingung, dass das Volumen des Probenmaterials viel kleiner ist als der Probenbehälter (in diesem Fall der Exsikkator), stimmt die Annahme, dass die Exhalation gleich groß der Emanation ist, mit der Studie von Abo-Elmagd über die Exhalation von Keramik überein (Abo-Elmagd 2014).

5.2.2. Dichtheit des Messbehälters

Für die Berechnung der Aufbaukurve in einem geschlossenen Behälter ist auch die Dichtheit dieses Behälters ein entscheidender Faktor, weswegen die Radon-Dichtheit eines Exsikkators gemessen wurde. Dazu wurde eine Radon-Quelle in einen Exsikkator gegeben und mit einem aktiven Radon-Messgerät Canary Pro in ein Radon-Kalibrierfass der Firma Genitron gestellt. Insgesamt wurde drei Wochen gemessen. In der ersten Woche befand sich nur das Messgerät im Fass, um den Leerwert zu messen. In der zweiten Woche wurde der Exsikkator mitsamt eingeschlossener Radon-Quelle ins Fass gestellt. In diesem Zeitraum maß das Messgerät das aus dem Exsikkator austretende Radon, also die Leckrate des Exsikkators. In der dritten Woche wurde der Exsikkator geöffnet, um die Aktivitätskonzentration zu messen, die durch die Quelle im Fass herrscht. So konnte eine relative Beziehung zwischen Aktivitätskonzentration bei geschlossenem und geöffnetem Exsikkator hergestellt werden und in weiterer Folge ein Maß für die Dichtheit bestimmt werden. Die Ergebnisse dieser Messung werden in Abbildung 5.10 dargestellt.

In der ersten Woche wurde eine mittlere Aktivitätskonzentration von $6 \pm 7 \text{ Bq/m}^3$ und in der zweiten Woche $4 \pm 6 \text{ Bq/m}^3$ gemessen. Es konnte also kein signifikanter Anstieg der Radon Aktivitätskonzentration gemessen werden. Das Volumen des Fasses beträgt $0,2 \text{ m}^3$ und das Volumen des Exsikkators $0,003 \text{ m}^3$. Bei geöffnetem Exsikkator erreichte die Aktivitätskonzentration 31.075 Bq/m^3 . Eine Leckrate von 1 % würde bei geschlossenem Exsikkator zu einer Aktivitätskonzentration von 4 Bq/m^3 im Fass führen. Aus diesen Ergebnissen kann geschlossen werden, dass eine ausreichende Radon-Dichtheit des Exsikkators besteht.

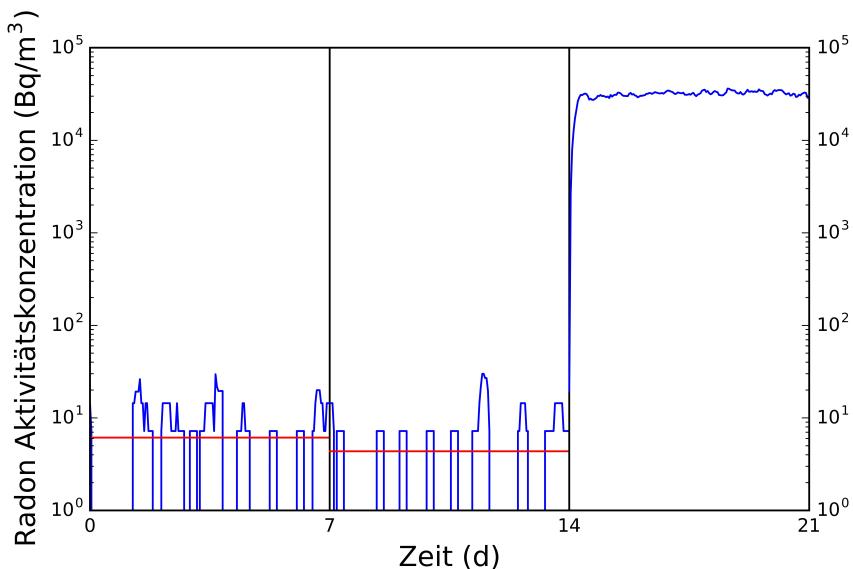


Abbildung 5.10.: Radon-Aktivitätskonzentration innerhalb des Kalibrierfasses.

5.2.3. Rück-Diffusion

Für die Messung der Rück-Diffusion wurde ein Messsystem, bestehend aus einem Exsikkator mit eingeschlossenem Probenmaterial und aktivem Radon-Messgerät, einem Canary Pro, verwendet. Diese Messung wurde für verschiedene große Mengen an Probenmaterial durchgeführt. Die Aufbaukurve der Radon-Aktivitätskonzentration innerhalb des Exsikkators wurde gemessen und gefittet, um auf die Rück-Diffusion schließen zu können.

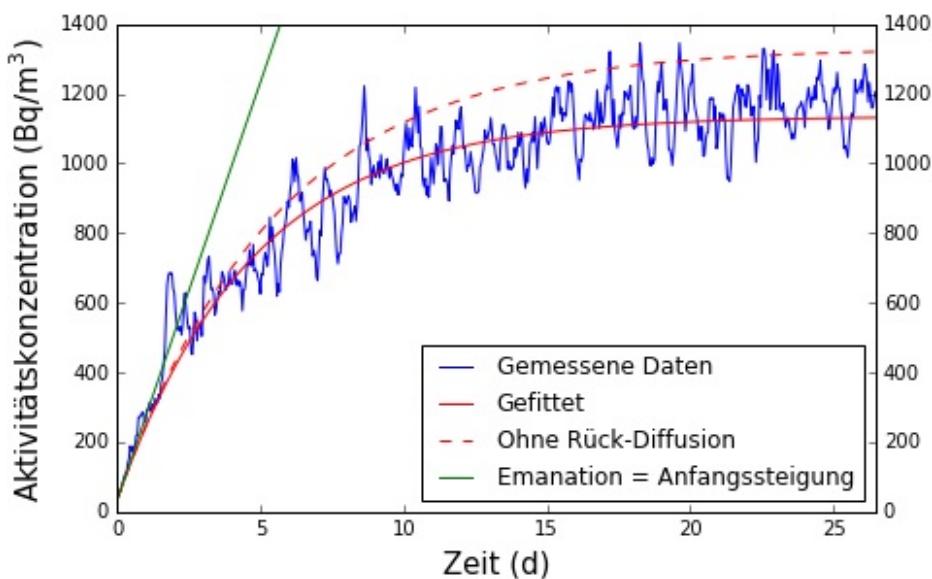


Abbildung 5.11.: Aufbaukurve der Radon Aktivitätskonzentration innerhalb des Exsikkators mit 45 g Probenmaterial.

Das Ergebnis für Probenmaterial mit einer Menge von 45 g ist in Abbildung 5.11 dargestellt. Die blaue Linie ist die gemessene Radon-Aktivitätskonzentration und die durchgehend rote Linie

5. Ergebnisse

der Fit der Aufbaukurve durch diese Messpunkte. Die strichlierte rote Linie stellt die Kurve dar, wie sie bei gleicher Emanation aber ohne Rück-Diffusion aussehen würde. Gleichbedeutend mit der Emanation ist die grüne Linie, welche die anfängliche Steigung der Aufbaukurve darstellt. Die eingezeichnete Steigung basiert auf der Berechnung des Fits über die gesamte Messdaten und ist somit weniger von der Messunsicherheit abhängig, als wenn sie aus den einzelnen Messwerten zu Beginn der Messung berechnet werden würde.

Zusätzlich wird das Ergebnis der Berechnung der Rück-Diffusion in Abhängigkeit des benutzten Messzeitraumes für den Fit untersucht und ist in Abbildung 5.12 dargestellt. Aufgrund des Anstiegs der Aktivitätskonzentration am Anfang der Messung ist in diesem Zeitraum von höheren Messunsicherheiten auszugehen. Für die Berechnung wird jeweils der auf der X-Achse angegebene Zeitraum weggelassen. Bei drei Tagen werden also die ersten drei Tage Messzeit für die Berechnung der Rück-Diffusion nicht berücksichtigt. Aus der Darstellung ist ersichtlich, dass die Rück-Diffusion um den Wert von Null liegt.

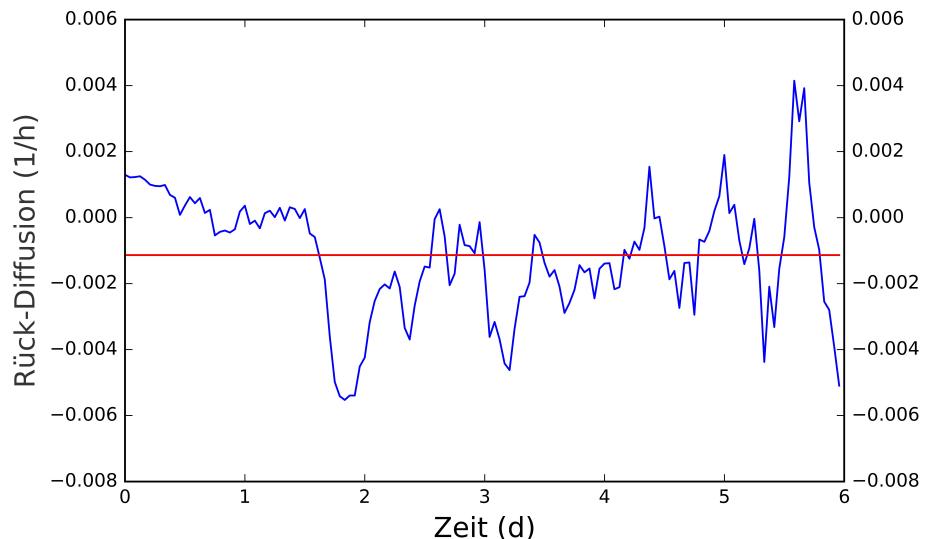


Abbildung 5.12.: Rück-Diffusion in Abhängigkeit des benutzten Messzeitraumes. Der Wert der X-Achse gibt an, welcher Zeitraum von Beginn der Messzeit für die Berechnung der Rück-Diffusion weggelassen wird.

Als nächster Schritt werden die Messdaten gefittet. Dabei wurde die Rück-Diffusion mit dem Wert Null angenommen. In Tabelle 5.6 sind die Ergebnisse der Fits mit und ohne Rück-Diffusion aufgelistet.

Diese Ergebnisse zeigen, dass die Standardabweichung des Mittelwerts geringer ist bei den Emanationswerten, die die Rück-Diffusion nicht berücksichtigen. Insgesamt weist die Datenanalyse darauf hin, dass für die Messmethode die Rück-Diffusion vernachlässigt werden kann. Das verwendete Probenmaterial hat eine Korngröße von $\approx 100 \mu\text{m}$, was bedeutet, dass 50 % der Körner kleiner als $100 \mu\text{m}$ sind. Für Material mit einer Korngröße von 1 mm sollte die Rück-Diffusion nicht vernachlässigt werden. Für die vereinfachte Messmethode wird eine Korngröße von $\approx 100 \mu\text{m}$ verwendet.

Tabelle 5.6.: Ein Vergleich der Emanationswerte mit und ohne Rück-Diffusion.

Masse (kg)	Emanation (Bq kg ⁻¹ d ⁻¹)	Rück-Diffusion λ_b (1/h)	Emanation wenn $\lambda_b = 0$ (Bq kg ⁻¹ d ⁻¹)
0,045	14,06	$1,3 \cdot 10^{-3}$	12,44
0,048	9,50	$-2,3 \cdot 10^{-3}$	11,63
0,090	10,56	$5,9 \cdot 10^{-3}$	11,18
0,135	13,05	$1,8 \cdot 10^{-3}$	11,35
Mittel	11,79	$3,7 \cdot 10^{-3}$	11,65
Standardabweichung	1,84	$1,6 \cdot 10^{-3}$	0,48

5.2.4. Beschreibung der vereinfachten Messmethode

Für die vereinfachte Messmethode werden ein Radon-Detektor und 100 g Probenmaterial in einen Exsikkator mit 3 l Fassungsvermögen gegeben, welcher mit Fett versiegelt wird. Dieser Messaufbau ist in Abbildung 5.13 dargestellt. Die Messdauer sollte mit der Messgenauigkeit des Detektors übereinstimmen. Die Masse von 100 g Probenmaterial, wird gewählt, damit das Messvolumen im Exsikkator viel größer ist als das Volumen des Probenmaterials.

Die Emanation (Bq kg⁻¹d⁻¹) wird analog zu Formel 5.1 berechnet.

$$E_0 = -\frac{D \cdot V}{m} \cdot \frac{\lambda^2}{e^{-\lambda t} - \lambda t} \quad (5.1)$$

- E_0 ... Emanation (Bq kg⁻¹d⁻¹)
- D ... Exposition des Detektors (Bq h⁻¹m⁻³)
- m ... Masse des Probenmaterials (kg)
- t ... Messzeit (h)
- λ ... Radon-Zerfallskonstante (1/h)

Zwei Messungen wurden gemäß der vereinfachten Messmethode durchgeführt. Eine Messung dauerte 30 Tage, während welcher sich die Radon-Aktivitätskonzentration bis zum Gleichgewicht aufbaut hat. Die andere Messung dauerte 60 Tage bei der nach der Hälfte der Messdauer die Gleichgewichtsaktivitätskonzentration erreicht wurde. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.7 aufgelistet. Die Messunsicherheit ist mittels Fehlerfortpflanzung berechnet. Unter Anbetracht der Messunsicherheit stimmen die Ergebnisse der vereinfachten Messmethode mit den Ergebnissen mittels Fit der Aufbaukurve, dargestellt in Tabelle 5.6, überein.

Tabelle 5.7.: Ergebnisse der Radon-Emanation unter Verwendung der vereinfachten Messmethode.

	Messzeit (h)	Exposition (kBq h ⁻¹ m ⁻³)	Emanation $\lambda_b = 0$ (Bq kg ⁻¹ d ⁻¹)
30 Tage	505	886 ± 114	$9,5 \pm 1,2$
60 Tage	837	1753 ± 214	$11,3 \pm 1,4$

Anstatt eines passiven Radon-Detektors kann auch ein aktiver Radon-Detektor mit Display, wie das Canary Pro, verwendet werden. Das Canary Pro hat eine Integrationszeit von 7 Tagen.

5. Ergebnisse



Abbildung 5.13.: Messaufbau der vereinfachten Messmethode.

Nach 37 Tagen (30 Tage bis das Aktivitätskonzentrationsgleichgewicht erreicht ist und 7 Tage für die Messung währenddessen) kann die Gleichgewichtsaktivitätskonzentration C_∞ innerhalb des Exsikkators direkt vom Display abgelesen werden und für die Berechnung der Emanation nach Formel 5.2 verwendet werden.

$$E_0 = \frac{C_\infty \cdot V\lambda}{m} \quad (5.2)$$

C_∞ ... Aktivitätskonzentration im Gleichgewicht (Bq/m^3)

6. Diskussion

6.1. Radon-Potenzial

6.1.1. Korrelation der Bodengasmessungen

Das Kapitel gibt die Diskussion aus „Study of Parameters Relevant for a better Prediction of the Radon Potential“ wieder.

$^{238}\text{Uran}$ ist ein Mutternuklid von $^{226}\text{Radium}$, welches das Mutternuklid von $^{222}\text{Radon}$ ist, weswegen relativ hohe Korrelationen zwischen deren Aktivitätskonzentrationen erwartet werden können. Der Wert von 0,67 für den Korrelationskoeffizienten zwischen der Uran-Aktivitätskonzentration und der Radium-Aktivitätskonzentration bestätigt diese Annahme, nachdem dieser der höchste berechnete Wert ist. Die Aktivitätskonzentrationen von Uran und Radium sollten im radioaktiven Gleichgewicht sein und somit der Quotient ihrer Aktivitätskonzentrationen gegen eins gehen. Die Abweichung kann durch die unterschiedliche Löslichkeit und Auswaschprozesse erklärt werden. Der Korrelationskoeffizient zwischen der Aktivitätskonzentration von Radon im Bodengas und von Radium im Boden beträgt 0,35. Da Radium das direkte Mutternuklid von Radon ist, hätte eine höhere Korrelation als bei der zwischen Uran und Radium erwartet werden können. Eine Erklärung ist, dass nicht das gesamte Radon aus den Körnern in die Zwischenräume und somit ins Bodengas austritt. Außerdem tritt Radon auch aus dem Bodengas in die Umgebungs- beziehungsweise Frischluft aus, was zu einer Verringerung der Aktivitätskonzentration im Bodengas führt. Wird der höchste gemessene Radon-Aktivitätskonzentrationswert einer Probenahmestelle anstelle des Mittelwertes zur Berechnung des Korrelationswertes mit der Radium-Aktivitätskonzentration im Boden herangezogen, so steigt der Wert für die Korrelation, ebenso wie der Wert für die relative Unsicherheit des Mittelwerts des Quotienten sinkt.

Zwischen der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und der Permeabilität wurde keine Korrelation festgestellt (Korrelationskoeffizient von -0,03). Es wurde angenommen, dass die Permeabilität einen Einfluss auf die Höhe der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas hat, da eine geringe Permeabilität das Radon am Austreten aus dem Bodenmaterial hindern kann. Eine weitere mögliche Korrelation wurde zwischen der Unsicherheit des Mittelwertes der Radon-Aktivitätskonzentration an einer Probenahmestelle und der Permeabilität untersucht. Eine geringe Permeabilität hindert das Bodengas daran sich zu vermischen, woraus eine inhomogene Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas folgen würde und somit höhere relative Unsicherheiten des Mittelwertes der drei Messungen an einer Probenahmestelle. Ein Problem stellt eine geringe Permeabilität bei der Probenahme dar, da durch das erschwerte Ansaugen

6. Diskussion

des Bodengases die Wahrscheinlichkeit steigt, Umgebungsluft in die Spritze zu ziehen. Diese Annahmen würden zu einem negativen Korrelationskoeffizienten führen, welcher auch tatsächlich vorliegt. Allerdings ist dieser zu niedrig, als dass die Annahmen dadurch validiert werden würden.

Die Annahme, dass feste Folgeprodukte von Radon im Boden Einfluss auf die Ortsdosisleistung über dem Boden haben, wird durch den relativ hohen Korrelationskoeffizienten von 0,49 zwischen der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und der Ortsdosisleistung über dem Boden gestärkt. Allerdings tragen unter dieser Annahme nicht nur die Folgeprodukte von Radon im Bodengas, sondern auch die Folgeprodukte des im Bodenmaterial verbliebenen Radons zu der Höhe der Ortsdosisleistung bei. Die Höhe des Korrelationskoeffizienten von 0,5 zwischen der Aktivitätskonzentration von Radium im Boden und der Ortsdosisleistung bestätigen diesen Umstand, besonders da die Korrelation zwischen der Aktivitätskonzentration von Radon im Bodengas und von Radium im Boden mit 0,35 niedriger ist. Somit ist die Korrelation der Ortsdosisleistung zu diesen beiden Messgrößen nicht auf die Korrelation der beiden Messgrößen untereinander zurückzuführen.

Die Korrelation der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und der Radium-Aktivitätskonzentration im Boden (0,35 für den Mittelwert bzw. 0,43 für das Maximum) wurde höher erwartet, da Radium die einzige Quelle von Radon ist. Allerdings kann diese niedrige Korrelation als Hinweis angenommen werden, dass weitere Faktoren wie die Permeabilität oder die Geologie ebenfalls einen maßgeblichen Einfluss auf die resultierende Radon-Aktivitätskonzentration haben.

Bei der Analyse der Messgrößen der Bodengasmessungen mittels Korrelationskoeffizienten zeigt sich wie sehr diese Parameter Einfluss aufeinander haben. Beim Vergleich der Korrelationen zwischen der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und der Radium-Aktivitätskonzentration im Boden, zeigt das Maximum einen höheren Korrelationskoeffizienten, als der Mittelwert der Radon-Aktivitätskonzentrationen einer Probenahmestelle. Für etwaige zukünftige Messungen scheint es somit sinnvoll zu sein, anstatt des Mittelwerts das Maximum aus den drei Messwerten an einer Probenahmestelle für etwaige Berechnungen und weitere Analysen heranzuziehen. In weiterer Folge ist die Messunsicherheit die Unsicherheit der Messung selbst, welche durch das AlphaGUARD Messgerät ausgegeben wird. Die verwendete Methode zur Berechnung der Messunsicherheit für den Mittelwert wurde vorrangig gewählt, um Messwerte auszuschließen, bei denen bei der Messung selbst Fehler unterlaufen sind, wie zum Beispiel eine Aufnahme von Frischluft beim Aufziehen der Spritze. Für eine statistische Auswertung sind drei Messwerte unzureichend. Die Verwendung des Maximum-Wertes für weitere Berechnungen bzw. Bewertungen würde dieses Problem umgehen.

Für die Korrektur der Tiefe der Messsonde wurde ein einheitlicher Wert für die Massendiffusivität angenommen. Allerdings könnte dieser Wert individuell für eine Probenahmestelle anhand der Permeabilität berechnet werden, um die spezifischen Gegebenheiten zu berücksichtigen.

Für die Bestimmung des Radon-Potenzials anhand der Bodengasmessungen wären hohe Korrelationen unter den verschiedenen Messgrößen hilfreich. Zum Beispiel könnte bei einer hohen Korrelation zwischen der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und der Ortsdo-

sisleistung, Messungen der Ortsdosisleistung verwendet werden um Aussagen über die Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas zu treffen. Somit könnte der Aufwand für die Messungen und die Messzeit stark reduziert werden. Allerdings zeigt für diese Möglichkeit zum einen die Korrelation einen zu niedrigen Wert und zum anderen zeigt die Korrelation zwischen der Ortsdosisleistung und der Radium-Aktivitätskonzentration im Boden einen vergleichbar hohen Wert. Aus der Ortsdosisleistung alleine können keine ausreichenden Aussagen über die Höhe der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas getroffen werden.

Generell zeigen die Korrelationskoeffizienten zu niedrige Werte, als dass aus der Bestimmung einer Messgröße verlässliche Aussagen über eine andere geschlossen werden könnten, ein Umstand der die Schwierigkeiten bei der Bestimmung des Radon-Potenzials hervorhebt. Die Messung der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas scheint unabdingbar und kann für Aussagen bezüglich des Radon-Potenzials nicht durch andere Messgrößen substituiert werden.

6.1.2. Korrelation der Bodengasmessungen zu Innenraumwerten

Das Kapitel gibt die Diskussion aus „Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential“ wieder.

Messungen der Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen sind mit einem hohen Aufwand verbunden was die Organisation, die entsprechende Messdauer und die Notwendigkeit hinsichtlich der Teilnahme der Bevölkerung betrifft. Aus diesem Grund würden Bodengasmessungen eine günstige Alternative darstellen, da sie relativ schnell und unkompliziert ausgeführt werden können. Allerdings ist für eine vernünftige Interpretation der Werte das Wissen um die Zusammenhänge zwischen der Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas und in Innenräumen notwendig. Mit der angewendeten Analyse der Interpolation wurde ein vergleichsweise dicht beprobtes Gebiet untersucht. Die inverse Gewichtungsmehtode wurde dazu benutzt, um annähernd die vorherrschende Verteilung der Radon-Aktivitätskonzentration im Boden und in den Innenräumen wiederzugeben. Ein dichtes Netz mit Messwerten bei denen die Bodengasmessungen in nächster Nähe zu den Gebäuden ausgeführt sind, würde die beste Datengrundlage für einen direkten Vergleich bereitstellen. Da es diese Datengrundlage nicht gibt und deren Realisierung einen hohen Aufwand bedeutet, wird die Interpolation der Messwerte als Näherung verwendet, um entsprechende Werte aus den Bodengasmessungen an den Stellen der gemessenen Innenraumwerte zu erhalten. Von den erhobenen Messgrößen an den Probenahmestellen zeigt nach der Interpolation hauptsächlich die Radon-Aktivitätskonzentration eine genügend hohe Korrelation mit der gemessenen Innenraumaktivitätskonzentration. Anhand dieses Umstandes könnte die Bestimmung der weiteren Messgrößen weggelassen werden. Da zwischen den Korrelationen der Radon-Aktivitätskonzentrationen in Innenräumen zum Mittelwert oder dem Maximum der gemessenen Radon-Aktivitätskonzentrationen einer Probenahmestelle kein erheblicher Unterschied liegt, könnte eine einzelne Messung des Bodengases an einer Messtelle für eine entsprechende Erhebung ausreichen. Anstelle drei Messpunkte und weiterer Messgrößen könnte durch die Bestimmung des Bodengaswertes mit nur einer Messung Zeit eingespart werden und mit gleichem Aufwand an mehreren Stellen gemessen werden, was zu einem dich-

6. Diskussion

teren Datennetz führen würde. Der Vorteil eines dichteren Netzes, anstelle eines Netzes mit detaillierteren Daten, kann aus der Berechnung der Korrelation der Messpaare in Abhängigkeit von der Distanz eines Gebäudes zur nächsten Probenahmestelle entnommen werden. Für Innenraummessungen, die nahe der nächstgelegenen Probenahmestelle liegen, konnten höhere Korrelationen zwischen den beiden Parametern festgestellt werden, als wenn diese weiter auseinander liegen.

Die Bauweisen von Gebäuden, die einen Einfluss auf den Radon-Transfer zwischen Boden und Gebäude haben, sind ein weiterer wichtiger Faktor für die resultierende Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen. Durch Multiplikation spezifischer Faktoren, um die verschiedenen Auswirkungen der Gebäudecharakteristiken auf den Radon-Transfer zu simulieren, kann eine Erhöhung der Korrelation zwischen Bodengaswerten und Innenraumwerten erzielt werden.

Ohne dem Wissen um die Beziehung zwischen Radon im Bodengas und in Gebäuden sowie dem entsprechenden Transfer dazwischen können die Messwerte des Bodengases nicht vernünftig bewertet werden. Die relative Beziehung der Bodengaswerte zueinander sagt zu wenig aus, da selbst ein Aktivitätskonzentrationswert im Bodengaswert, der relativ gesehen geringer ist als ein anderer, ebenfalls zu einer Überschreitung des Grenzwertes der Aktivitätskonzentration in Innenräumen führen kann. Dieser Umstand wird durch die Berechnung der Quotienten zwischen Innenraumwerten und Bodengaswerten verdeutlicht.

6.1.3. Vorhersage von Innenraumwerten

Das Kapitel gibt die Diskussion aus „Comparison of Radon Indoor Measurements with Interpolated Radon Soil Gas Values Using the Inverse Weighting Method on Measured Results“ wieder.

Um einen Radon-Aktivitätskonzentrationswert in Innenräumen vorherzusagen, werden die interpolierten Bodengaswerte mit einem bestimmten Faktor multipliziert. Die Vorhersage des Innenraumwertes anhand interpolierter Bodengaswerte stellt, verglichen mit der Herannahme eines einzelnen Wertes für ein ganzes Gebiet (durch die Verwendung eines Gewichtungsfaktors von 0,5 analysiert), eine Verbesserung dar. Die Vorhersage der Werte für die Innenräume durch Multiplikation der interpolierten Bodengaswerte mit einem bestimmten Faktor zeigt eine Verbesserung auf 61 % korrekte Vorhersagen. Ein zufälligen Vorhersage würde 50 % korrekte Vorhersagen tätigen. Es ist fraglich ob für die Herangehensweise der Interpolation die Messstellen in Anzahl und Distanz zu den nächsten Innenraummessungen ausreichen sind und ob die Ergebnisse nicht in einem dichteren Messnetz einen besseren Vorhersagegrad erreichen können. Die Korrelation zwischen den interpolierten Radon-Aktivitätskonzentrationen im Bodengas und den gemessenen Innenraumwerten zeigt eine höhere Korrelation, wenn die Distanz zwischen Gebäude und nächster Bodengasmessstelle gering ist. Daraus kann geschlossen werden, dass ein dichteres Messnetz zu einem besseren Ergebnis führen könnte.

Bei der Betrachtung der Quotienten zwischen interpoliertem Bodengas und Innenraumwert, zeigt sich eine deutliche Aufteilung der Wertebereiche, wo der Referenzwert überschritten und unterschritten wird. Dieser Quotient kann mit dem Radon-Transfer zwischen Boden

und Gebäude gleichgesetzt werden. Der deutlich sichtbare Unterschied kann damit interpretiert werden, dass der Transferfaktor, der auf die Bauweise des Gebäudes zurückgeht, einen höheren Einfluss auf die Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen hat als die Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas selbst. Dieser Umstand wird durch den Vergleich zwischen Quotient und Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen gestärkt. Dabei ist eine relative hohe Korrelation sichtbar.

Diese Resultate legen die Überlegung nahe, ob die Vorhersage mittels interpolierten Bodengaswerten überhaupt steigen würde, wenn sich das Messnetz verdichten würde, sollte die Bauweise des Gebäudes einen weit höheren Einfluss auf die Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen haben als die Radon-Aktivitätskonzentration im Bodengas. Da der Quotient zwischen Bodengas und Innenraum-Aktivitätskonzentration so eine breite Werteverteilung zeigt, kann auch kein bestimmter Wert für Abschätzungen herangezogen werden. Für die Vorhersage in der Praxis müsste ein bestimmter Faktor ausgewählt und angewandt werden, allerdings variiert dieser Wert dafür zu stark. Die Unterscheidung der Quotienten unterteilt in die Gebäudecharakteristika führt zu einer leichten Unterscheidung zwischen den Kategorien. Da in der Praxis jedoch viele Faktoren Einfluss auf den Transfer haben, ist es schwierig geeignete Faktoren zu finden, anhand derer sich ausmachen lässt, ob eine Tendenz zu hohen Innenraumkonzentrationen herrscht. So gestaltet sich eine Vorhersage der Innenraumaktivitätskonzentration anhand der Gebäudecharakteristika scheinbar zu komplex für eine praktische Implementierung bei der Vorhersage.

Die Analyse gibt den Komplexität bei der Vorhersage der Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen wieder. Für die Identifizierung von Gebieten, in denen eine hohe Anzahl an Gebäuden die Innenraumkonzentrationen übersteigen, müssen globale Variablen herangezogen werden. Für einzelne Gebäude sind nur direkte Messungen der Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen selbst für zuverlässige Aussagen geeignet.

6.2. Vereinfachte Messmethode der Radon-Emanation

Das Kapitel gibt die Diskussion aus „Introduction and Testing of a Simplified Method for the Evaluation of the Radon Emanation“ wieder.

Die Ergebnisse der vereinfachten Messmethode der Radon-Emanation stimmten gut mit der detaillierten Messung der Emanation, welche mittels Fit der Aufbaukurve durchgeführt wurde, überein. Die vereinfachte Methode kann leicht ausgeführt werden und benötigt nur wenige, kostengünstige und einfach handzuhabende Geräte. Der Nachteil dieser Methode ist jedoch die lange Messzeit, da diese über die Länge des Aufbaus der Radon-Aktivitätskonzentration bis zum Einstellen der Gleichgewichtsaktivitätskonzentration im Exsikkator dauert. Eine Möglichkeit die Zeit zu verkürzen, besteht in der Messung des Radon-Aufbaus am Anfang und der Berechnung der Emanation aus der Steigung der Funktion zu Beginn der Messung. Allerdings sind die Messdaten gerade am Anfang der Messung mit einer hohen Unsicherheit behaftet, die sich aus zählstatistischen Unsicherheiten bei einer geringen Aktivitätskonzentration von Radon ergibt, wie sie gerade zu Beginn der Messung vorliegt. Es würde also ein hochsensibles Mess-

6. Diskussion

gerät in einem geeigneten Messaufbau nötig sein, welches allerdings dem Ziel der einfachen Messmethode widerspricht, welche eine günstige Alternative darstellt. Für die Berechnung der Emanation ist das Vernachlässigen der Leckrate und der Rück-Diffusion ein äußerst praktischer Aspekt, welche dem Ziel der Methode, nämlich einer Vereinfachung, entspricht. Die beschriebene Methode stellt für In-Situ-Anwender eine vereinfachte und kostengünstige Messung der Radon-Emanation dar.

6.3. Ausblick

In Hinblick auf das Radon-Potenzial werden zukünftige Erhebungen und eine daraus resultierende größere Datenmenge zeigen, in welchem Ausmaß die Radon-Aktivitätskonzentrationen in Innenräumen abgeschätzt werden können. Zusätzliche Informationen werden Daten von Gebieten bringen, in denen geringe Innenraumaktivitätskonzentrationen erwartet werden. Die Analyse solcher Daten wird einen Beitrag liefern, inwiefern die Beschaffenheit des Untergrundes, wie die Geologie, Auswirkung auf potentielle Überschreitungen des Referenzwert haben. Direkte Innenraummessungen der Radon-Aktivitätskonzentration können aufgrund der benötigten Hilfestellung der Bewohner und der immensen Anzahl der Haushalte aufwendig sein, sollten aber die bevorzugte Art zur Erhebung der Radon-Aktivitätsverteilung darstellen.

Auch hinsichtlich Radon aus Baustoffen liefern allgemeine Messdaten und weiterführende Berechnungen die Grundlage zur Bewertung von Einzelmessungen. Die Emanation von Radon aus einem Baustoff selber liefert noch keine ausreichende Grundlage für die Abschätzung der schließlich resultierende Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen. So sind die weitere Verarbeitung des Baustoffes und die Beschaffenheit des Raumes maßgebliche Faktoren wie viel Radon schlussendlich aus einer verbauten Fläche exhalier und zu einer erhöhten Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft beitragen kann.

Bei bereits bestehenden Häusern stellt eine direkte Messung der Radon-Aktivitätskonzentration in der Raumluft von Räumen die einzige zuverlässige Methode dar, um Klarheit zu schaffen. Allerdings bieten das Radon-Potenzial und das Messen von Baustoffen eine gute Möglichkeit, um Gebäude und Gebiete ausfindig zu machen, bei denen die Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung des Referenzwertes vergleichsweise hoch ist. Solche Gebiete können in weiterer Folge bei der Umsetzung eines Radon-Maßnahmenplans priorisiert werden. Außerdem können die Erkenntnisse auch hilfreich sein, was die Planung von zu bauenden Häusern betrifft. Wenn die Einflüsse auf die resultierende Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen identifiziert sind, können mit vergleichsweise wenig Aufwand hohe Radon-Aktivitätsverteilungen verhindert werden.

Abbildungsverzeichnis

2.1.	Radionuklide der Uran-Radium-Reihe in einem Neutronen-Protonen-Koordinatensystem (bearbeitete Darstellung nach Pajs 2007)	8
2.2.	Veranschaulichung der Freisetzung, des Transportes und der Höhe der auftretenden Aktivitätskonzentrationen von $^{222}\text{Radon}$ (Kemski et al. 2013)	9
2.3.	Matrix zur Einteilung des Radon-Potenzials nach Kemski (Kemski et al. 2001)	11
2.4.	Österreichische Radon-Potenzialkarte (Friedmann 2013)	13
2.5.	Beiträge der effektiven Dosis auf eine Einzelperson der Bevölkerung (Maringer et al. 2012) .	15
2.6.	Das relative Risiko an Lungenkrebs zu erkranken in Abhängigkeit der Radon-Aktivitätskonzentration (Eigene Darstellung nach Darby et al. 2004)	17
3.1.	Die relative $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentration in Abhängigkeit zur Tiefe (Eigene Darstellung nach Kemski et al. 1996)	24
4.1.	Darstellung des „Prinzip der verlorenen Spitze“ (Kemski et al. 1996)	26
4.2.	Aus der Messsonde wird über den Adapter mit einer Spritze die Luft ausgesogen	27
4.3.	AlphaGUARDs mit angesteckten Spritzen während einer Messung	27
4.4.	Der Aufbau zur Messung der Permeabilität	29
4.5.	Eine interpolierte Karte der gemessenen $^{222}\text{Radon}$ -Aktivitätskonzentrationen in der Steiermark, eigene Darstellung mittels Gnuplot	33
5.1.	Der Korrelationskoeffizient in Abhängigkeit des zur Interpolation herangezogenen Gewichtungsfaktors	36
5.2.	Der Korrelationskoeffizient in Abhängigkeit von der Distanz Innenraum- zu nächstgelegenem Bodenmesswert	37
5.3.	Boxplots der Quotienten zwischen Innenraummesswerten und interpolierten Bodengaswerten mit Bezug auf Abbildung 5.2	39
5.4.	Quotienten zwischen interpolierten und gemessenen Innenraumwerten aufgeteilt, ob die Innenraumwerte den Referenzwert von $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ überschreiten oder unterschreiten	40
5.5.	Der Quotient gegen die Innenraumaktivitätskonzentration aufgetragen	41
5.6.	Quotient zwischen der Aktivitätskonzentration im Bodengas und in Innenräumen in Abhängigkeit von der Innenraumstelle zur nächsten Bodengasmessstelle	42
5.7.	Der Quotient in Boxplots unterteilt in die Gebäudecharakteristika von Keller und Bodenmaterial	44

Abbildungsverzeichnis

5.8. Anhand interpolierter und mit bestimmten Faktor (Wert: X-Achse) multiplizierter Bodengaswerte werden Vorhersagen für Innenraumwerte berechnet und mittels gemessener Innenraumwerte auf ihre Korrektheit überprüft.	45
5.9. Interpolierte und mit Faktor 0,0126 multiplizierte, vorhergesagte Werte gegen gemessene Werte der Innenraum-Aktivitätskonzentration aufgetragen.	46
5.10. Radon-Aktivitätskonzentration innerhalb des Kalibrierfasses.	49
5.11. Aufbaukurve der Radon Aktivitätskonzentration innerhalb des Exsikkators mit 45 g Probenmaterial.	49
5.12. Rück-Diffusion in Abhängigkeit des benutzten Messzeitraumes. Der Wert der X-Achse gibt an, welcher Zeitraum von Beginn der Messzeit für die Berechnung der Rück-Diffusion weggelassen wird.	50
5.13. Messaufbau der vereinfachten Messmethode.	52

Tabellenverzeichnis

2.1. Eigenschaften der drei häufigsten Radon-Isotope (LNHB 2017).	7
2.2. Gewichtungsfaktor w_R für diverse Strahlungsarten (ICRP 2007).	14
2.3. Gewichtungsfaktor w_T für die unterschiedlichen Gewebearten (ICRP 2007).	14
2.4. Zerfälle von $^{222}\text{Radon}$ und seiner Folgeprodukte (LNHB 2017).	16
2.5. Werte für den Risikoanstieg einer Lungenkrebskrankung durch eine $^{222}\text{Radon}$ -Exposition mit dem, nach den Varianzen gewichteten, Mittel und die, die Schwankungen der Aktivitätskonzentration miteinbeziehenden, Schätzung (WHO 2009). . .	16
2.6. Wahrscheinlichkeit mit 75 Jahren an Lungenkrebs zu erkranken (Darby et al. 2004). .	17
3.1. Diffusionsweiten und Koeffizienten für verschiedene Böden (Kemski et al. 1996). .	20
3.2. Werte für die Modellräume aus den unterschiedlichen Normen (Gehrcke et al. 2012). .	23
4.1. Einteilung der Permeabilität (Kemski et al. 2001).	29
5.1. Analyse der Beziehung zwischen den verschiedenen Messgrößen.	35
5.2. Detaillierte Daten der markanten Punkte aus Abbildung 5.2.	38
5.3. Faktoren der baulichen Gebäudeeigenschaften und resultierende Korrelationskoeffizienten.	43
5.4. Liste für multiplikative Faktoren und Prozentwerte korrekter Vorhersagen für verschiedene Gewichtungsfaktoren.	45
5.5. Prozentwerte korrekter Vorhersagen für verschiedene Gewichtungsfaktoren anhand der Interpolation der Innenraummesswerte.	47
5.6. Ein Vergleich der Emanationswerte mit und ohne Rück-Diffusion.	51
5.7. Ergebnisse der Radon-Emanation unter Verwendung der vereinfachten Messmethode. .	51

Literaturverzeichnis

- [Abo-Elmagd 2014] Abo-Elmagd, M., Radon exhalation rates corrected for leakage and back diffusion – Evaluation of radon chambers and radon sources with application to ceramic tile. Journal of Radiation Research and Applied Sciences 7 390-398 (2014)
- [Al-Jarallah et al. 2005] Al-Jarallah, M.I., Fazal-ur-Rehman, Musazay, M.S., Aksoy, A., Correlation between radon exhalation and radium content in granite samples used as construction material in Saudi Arabia. Radiation Measurements 40 625-629 (2005)
- [Baixeras et al. 2001] Baixeras, C., Erlandsson, B., Font, Ll., Jönsson, G., Radon emanation from soil samples. Radiation Measurements 34 441-443 (2001)
- [Baumgartner 2006] Baumgartner, A., Entwicklung und Evaluierung messtechnischer Methoden zur Untersuchung und Bewertung der Rn-222 Aktivitätskonzentrationen in Bodenluft, Diplomarbeit ausgeführt am Atominstitut der Österreichischen Universitäten (2006)
- [Bossew 2003] Bossew, P., The radon emanation power of building materials, soils and rocks. Applied Radiation and Isotopes 59 389-392 (2003)
- [BMLFUW 2010] BMNT, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Stu-
benring 1, 1010 Wien, online verfügbar: <https://www.bmnt.gv.at/umwelt/strahlen-atom/radon/radonpotenzial.html> (Abfrage am 09.02.2019)
- [Chao et al. 1997] Chao Christopher Y.H., Tung Thomas C.W., Chan Daniel W.T., Burnett J., Determination of Radon Emanation and Back Diffusion Characteristics of Building Materials in Small Chamber Tests. Building and Environment, Vol. 32, No. 4, pp. 355-362 (1997)
- [Chen 2016] Chen, J., A preliminary design of a radon potential map for Canada: a multi-tier approach. Environmental Earth Sciences 2016 59:775-782Doi 10.1007/s12665-009-0073-x (2016)
- [Damkjaer und Korsbech 1992] Damkjaer, A., Korsbech, U., A small-diameter probe for insitu measurements of gas permeability of soils. Radiat.Prot.Dosim.45;,pp.85–89. (1992)
- [Darby et al. 2004] Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J.M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M., Heid, I., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Mäkeläinen, I., Muirhead, C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruano-Ravina,

Literaturverzeichnis

A., Ruosteenoja, E., Schaffrath Rosario, A., Tirmarche, M., Tomášek, L., Whitley, E., Wichmann, H.E., Doll, R., Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, BMJ, doi:10.1136/bmj.38308.477650.63 (published 21 December 2004)

[Euratom 2013] European Union, Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013 Laying Down Basic Safety Standards for Protection Against the Dangers Arising From Exposure to Ionising Radiation and Repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom (2013)

[Ferry et al. 2002] Ferry, C., Richon, P., Beneito, A., Cabrera, J., Sbroux, J.-C., An experimental method for measuring the radon-222 emanation factor in rocks. Radiation Measurements 35 578-583 (2002)

[Friedmann 2005] Friedmann, H., Final results of the Austrian Radon Project. Health Phys. 89(4), 339-348 (2005)

[Friedmann et al. 2007] Friedmann, H., et al., Das österreichische nationale Radonprojekt – ÖNRAP, Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien (2007)

[Friedmann 2013] Friedmann H., Universität Wien Isotopenforschung und Kernphysik, Währinger Str. 17 1090 Wien online verfügbar: http://homepage.univie.ac.at/harry.friedmann/Radon/j_mittel.gif (Abfrage am 5.11.2013)

[Gehrcke et al. 2012] Gehrcke, K., Hoffmann, B., Schkade, U., Schmidt, V., Wichterey, K., Natürliche Radioaktivität in Baumaterialien und die daraus resultierende Strahlenexposition, Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, urn:nbn:de:0221-201210099810, Salzgitter (2012)

[GIS Steiermark] GIS Steiermark, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Landesamtsdirektion, Referat Kommunikation Land Steiermark. Hofgasse 16, 8010 Graz, online verfügbar: <http://www.gis.steiermark.at/> (Abfrage am 01.04.2014)

[Gruber 2004] Gruber, V., Untersuchung und Evaluierung der geogenen Radon-Aktivitätskonzentration in eiszeitlich-glazialen Ablagerungen in Oberösterreich. Diplomarbeit ausgeführt am Atominstitut der Österreichischen Universitäten (2004)

[Hafez et al. 2001] Hafez, A.F., Hussein, A.S., Rasheed, N.M., A study of radon and thoron release from Egyptian building materials using polymeric nuclear track detectors. Applied Radiation and Isotopes 54 291-298 (2001)

[Hingmann et al. 2001] Hingmann, H., Ehert, V., Heinricht, W., Weber, J., Hegenbart, L., Radon in hessischen Wasserwerken – Einflussgroessen und Exposition der Beschaeftigten. In: Mueck K., Hefner A., Vana N. (Eds.), Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen. TÜV-Verlag, Köln, pp 182-185 (2001)

[ICRP 2007] Internationale Strahlenschutzkommission (International Commission on Radiological Protection, ICRP), Die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) von 2007 : ICRP-Veröffentlichung 103 verabschiedet im März 2007, Deutsche Ausgabe, Bundesamt für Strahlenschutz (2007), urn:nbn:de:0221-2009082154, online verfügbar: <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-2009082154> (Abfrage am 09.02.2019)

[Kabrt et al. 2014] Kabrt, F., Seidel, C., Baumgartner, A., Friedmann, H., Rechberger, F., Schuff, M., Maringer, F.J., Radon soil gas measurements in a geological versatile region as basis to improve the prediction of areas with a high radon potential. *Radiat. Prot. Dosim.* 160(1-3), 217–221, online verfügbar: <http://dx.doi.org/10.1093/rpd/ncu086>. (Abfrage am 09.02.2019) (2014)

[Kemski et al. 1996] Kemksi, J., Klingel, R., Siehl, A., Das geogene Radon Potential. In: Siehl, A. (Hrsg.) Umweltradioaktivität. S. 179-222. Reihe Geologie und Ökologie im Kontext, Ernst und Sohn, Berlin (1996)

[Kemski et al. 2001] Kemski, J., Siehl, A., Stegemann, R., Valdivia-Mancheg, M., Mapping the geogenic radon potential in Germany. *The Science of the total environment* (272 1-3), 217-30 (2001)

[Kemski et al. 2013] Kemski & Partner Beratende Geologen, online verfügbar: <http://www.radon-info.de/shtml/verhalten.shtml> (Abfrage am 09.07.2013)

[Lavi et al. 2009] Lavi, N., Steiner, V., Alfassi, Z.B., Measurement of radon emanation in construction materials. Elsevier. *Radiation Measurements* 44 396-400 (2009)

[LNHB 2017] Laboratoire National Henri Becquerel, Recommended data, online verfügbar: <http://www.nucleide.org/DDEPWG/DDEPdata.htm> updated 2017 (Abfrage am 26.02.2019)

[BMASGK 1993] Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz - Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz, Radon in Österreich 1993 Beiträge. Forschungsberichte des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III, 3/94 (1993)

[Maringer et al. 2000] Maringer, F. J., Heiss, G., Jung, M., Ermittlung des lokalen Radonpotentials aus geogenen Faktoren mittels eines geografischen Informationssystems und in-situ Bodenluftmessungen - Pilotstudie (ELORA). Endbericht, Arsenal Research (2000)

[Maringer et al. 2001] Maringer, F. J., Heiss, G., Jung, M., Futschik, A., Friedmann, H., Bossew, P., A new combined geostatistical and empirical method for assessing the value and the geographical distribution of the radon availability in soil. In: Proceeding of the Third Eurosymposium on Project Against Radon, Liège, 10 and 11 May 2001, AIM, Univ. of Liège, Belgium, pp. 143-148 (2001).

Literaturverzeichnis

- [Maringer et al. 2012] Maringer, F. J., Seidel, C., Preinerstorfer, A., Baumgartner, A., Rechberger, F., Schuff, M., Stietka, M., Ermittlung der aktuellen Häufigkeitsverteilung der natürlichen Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung, 2012. Endbericht. Auftraggeber Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abteilung V/7-Strahlenschutz (2012)
- [Maringer et al. 2013] Maringer, F. J., Baumgartner, A., Seidel, C., Rechberger, F., Stietka, M., Activity measurement and effective dose modelling of natural radionuclides in building material, Applied radiation and isotopes: including data, instrumentation and methods for use in agriculture, industry and medicine 81, DOI: 10.1016/j.apradiso.2013.03.029 (2013)
- [Maringer et al. 2014] Maringer, F. J., Baumgartner, A., Seidel, C., Natural Radioactivity of Building Materials: Radiation Protection Concepts, Measurement Methods and Regulatory Implementation, Radiation protection of the public – P15-16, Conference: European IRPA Congress, DOI: 10.13140/RG.2.2.24951.62881 (2014)
- [Maringer et al. 2017] Maringer, F. J., Baumgartner, A., Cardellini, F., Cassette, P., Crespo, T., Dean, J. C. J., Wiedner, H., Hulka, J., Hult, M., Jerome, S. M., Kabrt, F., Kovar, P., Larijani, C., Lutter, G., Marouli, M., Mauring, A., Mazanova, M., Michalik, B., Michielsen, N., Virginia Peyres, V., Pierre, S., Pöllänen, R., Pommé, S., Reis, M., Stietka, M., Szücs, L., Vodenik, B., Advancements in NORM metrology - Results and impact of the European joint research project MetroNORM, Applied radiation and isotopes: including data, instrumentation and methods for use in agriculture, industry and medicine 126, DOI: 10.1016/j.apradiso.2017.02.040 (2017)
- [Narula et al. 2010] Narula, A.K., Chauhan, R.P., Chakarvarti, S.K., Testing Permeability of Building Materials for Radon Diffusion, Indian Journal of Pure and Applied Physics, Vol. 48, July 2010, pp. 505-507 (2010)
- [Nagels et al. 2009] Nagels, S., Ugi, S., Urban, M., Radonerhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Württemberg. Forschungszentrum Karlsruhe Radonlabor der Hauptabteilung Sicherheit (2009)
- [Nazaroff et al. 1987] Nazaroff, W. W., Doyle, S. M., Nero, A. V., Sextro, R. G., Potable water as a source of airborne Rn-222 in U.S. dwellings: a review and assessment. Health Phys. 52: 281-295 (1987)
- [Nezna et al. 2004] Nezna, M., Nezna, M., Matolin, M., Barnet, I., Miksova, J., The new method for assessing the radon risk of building sites. Czech Geol. Survey Special Papers, 16, Czech Geol. Survey, Prague, p.7-13, online verfügbar: <https://www.radon-vos.cz/pdf/metodika.pdf> (Abfrage am 09.02.2019) (2004)
- [ÖNORM 2008] ÖNORM S 5280-1, Radon - Messverfahren und deren Anwendungsbereiche, Austrian Standards International, Heinestraße 38, 1020 Wien (2008)

[Pajs 2007] Pajs, Wikipedia (2007), online verfügbar: http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Uranova_rada.svg (Abfrage am 09.02.2019)

[Ringer o.J.] Ringer, W., Radonvollerhebung in den Gemeinden Reichenau, Haubach und Ottenschlag i.M., Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management. Stubenring 1, 1010 Vienna, Austria, online verfügbar: <https://www.bmvt.gv.at/dam/jcr:52edd160-c19b-4344-a969-1f2caaf92d27/ExpertenberichtRadonvollerhebungReichenau.doc.pdf> (Abfrage am 09.02.2019)

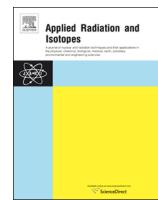
[Savidou et al. 1996] Savidou, A., Raptis, C., Kritidis, P., Study of Natural Radionuclides and Radon Emanation in Bricks used in the Attica Region, Greece. J. Environ. Radiactivity, Vol. 31 No. 1, pp 21-28 (1996)

[WHO 2009] World Health Organisation, Who Handbook on Indoor Radon - A Public Health Perspective, 1. Aufl., Geneva, Switzerland ISBN:978-9-241-54767-3 (2009)

[Zafrif et al. 2013] Zafrif, H., Barbosa, S.M., Malik, U., Differentiation between the effect of temperature and pressure on radon within the subsurface geological media. Radiat. Meas. 49, 39–56. online verfügbar: <http://dx.doi.org/10.1016/j.radmeas.2012.11.019> (Abfrage am 09.02.2019) (2013)

Teil II.

Publikationen



Study of parameters relevant for a better prediction of the radon potential

Franz Kabrt ^{a,b,*}, Andreas Baumgartner ^b, Franz Josef Maringer ^{a,b}

^a BEV-Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, 1160 Vienna, Austria

^b BOKU-University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, LLC-Laboratory Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Vienna, Austria

HIGHLIGHTS

- Special application of measurement techniques for ^{222}Rn and permeability in soil.
- High correlation between local dose rate above ground and ^{222}Rn in soil gas.
- Testing time trend analysis to improve the applicability of single ^{222}Rn values.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 14 April 2015

Accepted 25 November 2015

ABSTRACT

In 2012 and 2013 measurements of parameters relevant for a better prediction of the radon potential were carried out in Austria at 100 sites. The parameters were the ^{222}Rn activity concentration in soil gas, the soil's permeability, the ambient equivalent dose rate above the ground and the soil's massic activity by gamma spectrometry. The uncertainties of sampling and measurements are discussed as well as the correlations between these parameters.

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Radon-222 is a radioactive noble gas, which is produced by the decay of ^{226}Ra and therefore part of the uranium–radium decay chain. As ^{238}U occurs almost everywhere in the Earth's crust, the same applies for radium and radon. After radon is produced in the ground it can escape into the air consequently also into houses, whereby the properties of the basement of a house influence the magnitude of this process. ^{222}Rn has a half-life of 3.8 days and the half-life of its four direct daughter radionuclides are less than half an hour each. Thus with the decay of ^{222}Rn five decays take place in a relatively short period of time. According to the WHO, radon is the greatest cause of lung cancer, after smoking, and there is no threshold under which there is no contribution to the risk (WHO – World Health Organization, 2009). In Austria the mean effective dose to a citizen is 4.61 mSv per year. About 54% of this dose is caused by the inhalation of ^{222}Rn (Maringer et al., 2012). The new EU Basic Safety Standards (BSS) (European Union, 2013) have introduced a limit (reference value) for the yearly mean radon activity concentration in indoor air to 300 Bq/m³ at both work places

and in private accommodations. The member states are advised to identify areas where these values are expected to be exceeded in a significant number of buildings, this is facilitated by establishing radon potential maps. The radon potential gives the estimated mean value of radon activity concentrations in houses. Such a map is a tool for finding areas where high concentrations are expected and corrective actions are indicated. Even before the new BSS was approved, an Austrian project to improve such a map, the ÖNRP (Österreichisches nationales Radonprojekt), was carried out (Friedmann et al., 2007). Within this project indoor ^{222}Rn measurements were taken over the whole country to get a first look over the national area. The results were used as basis for compiling the Austrian radon potential map, which gets continuously updated (BMLVUW, 2010). For these updates, indoor ^{222}Rn measurements need to be taken over the period of half a year and are complicated to distribute. Consequently other ways to evaluate the radon potential are of great interest and are being investigated. In earlier work the ^{222}Rn activity concentration in soil gas was measured over an area in upper Austria (Ringer, n.d.). In a later project, soil gas ^{222}Rn measurements were taken in a geologically-diverse region in Austria to look for correlations between the measured ^{222}Rn values and specific geological characteristics. The results have already been published (Kabrt et al., 2014). Now attention is given to identifying correlations between the ^{222}Rn activity concentration in soil gas and other parameters like: the soil's

* Corresponding author at: BEV-Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, 1160 Vienna, Austria.

E-mail address: franz.kabrt@mail.at (F. Kabrt).

permeability, the local radiation dose rate, and the mass activity of ^{238}U and ^{226}Ra in the soil. The aim of this investigation is to improve the measuring methods for evaluating a region's radon potential, which is necessary for establishing a qualitative radon potential map.

2. Material and methods

Two measurement series were carried out in autumn 2012 at 40 measuring sites and in spring 2013 at another 60 measuring sites. Four municipalities in Styria, Austria, were chosen as the investigation area, due to their geological diversity.

At every site three probes (1.6 m long and 12 mm diameter), to which ends pointy tips have been attached, were hammered up to 1.4 m into the ground. Then a rod was stuck into them to lower the pointy tips and to create a 5-cm-deep gap below the end of each probe. Afterwards the rod was removed and soil gas was extracted from the probes by a 200 mL syringe. The first charge was discarded, because it contained the fresh air, which filled the probe before hammering into the ground. The volume of that air is calculated by adding the volume of the probe (181 mL) (which is an overestimation, because the outer diameter was used for calculation), the volume of the gap below (6 mL), and the volume of the adapter (12 mL). Given that a 200 mL syringe contains more volume than 200 mL (it is only the biggest marker) the underestimated volume of the discarded air is bigger than the overestimated volume of the whole probe volume. After discarding that probe's air, from each probe 100 mL of unfiltered soil gas was extracted and injected into an AlphaGUARD (produced by Saphymo GmbH) measuring device, one for each probe. The AlphaGUARD was set in flow mode with a 10 min measuring cycle with the diffusion filter and gas inlet sealed. That mode was chosen, because it is the measuring mode with gas inside the device in contrast to the diffusion mode, where the unsealed diffusion filter is in contact with ambient air. After flushing the AlphaGUARD chamber with fresh air between the measurements, the displayed ^{222}Rn activity concentration value shown during the injection was taken as blank value. The first actualized value was discarded, because the gas was not in the device over the whole measuring cycle. Then the mean of the second and third displayed values was used as measuring value of one probe, thus measuring the activity concentration of the soil gas inside the chamber during 20 min.

For the final results the measured values were multiplied by the calibration factor 8, as the AlphaGUARD chamber volume contains 620 mL and is therefore not completely filled by the soil gas sample. The value has been obtained in former studies by injecting 100 mL of gas with known ^{222}Rn activity concentration (Gruber, 2004). The measured values for probes which were not inserted into the ground to the full 1.4 m depth were multiplied with a correction factor. The distribution of the ^{222}Rn activity concentration depending on the depth of the ground is given by $a_z = a_{\text{const}}(1 - e^{-\frac{d}{l}})$, where d is the depth and l is the diffusion width according to $l = \sqrt{D^* * \lambda^{-1}}$ (D^* is the mass diffusivity and λ the decay rate of radon). The mass diffusivity is $5 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^2/\text{s}$, which covers humid loam and dry sand. The correction factor is $\frac{a_{1.4}}{a_d}$. The mean value of the three corrected probe values was taken as final result for a site.

In the experimental procedure there is a risk that the soil gas gets mixed with the atmospheric gas which would lead to a lower value. Therefore, we assumed that values significantly ($< 1 \text{ s}$) lower than the mean were affected in that fashion. Such values were therefore discarded for the calculation of the mean value, which was then calculated only by two values. When the extraction of the soil gas was considered too difficult (for example due to

a low permeability), so that the probability of getting atmospheric air into the syringe was too high, a new site was searched. Furthermore, care was taken to assure that the same syringe and adapter were always used with the same AlphaGUARD, which would e.g. enable us to detect potential systematic errors or defective devices easier. For the investigation of the correlation between the parameters, the maximum of the ^{222}Rn activity concentration at one site is taken into account too.

For evaluating the soil's permeability the formula of Damkjaer and Korsbech (1992) was used. A geometry factor, which is given by the 5 cm hole under the probes, and the soil gas viscosity is used in the calculation. The soil gas is assumed to be homogenous. At each site the pressure and the simultaneous flow rate were measured while pumping gas from a probe.

For measuring the ambient equivalent dose rate a dosimeter 6150 AD 6/E and a connected scintillator 6150AD-b by Automess were used. The mean value over five minutes was taken while holding the measuring device 1 m above the ground.

At each site, soil samples from up to 1 m depth were taken. They were measured in the laboratory using gamma-ray spectrometry to determine the activity per unit dry mass of ^{226}Ra and ^{238}U .

The geographic coordinates were taken at each site to determine its geological characteristics by the Styrian geographical information system afterwards (GIS Styria).

During the period of time in which the measurements were taken, one system in autumn and two systems in spring were set up to evaluate the time trend of the soil gas ^{222}Rn activity concentration at a single site. At this site a pump sucked the soil gas continuously with 0.1 L/min from a probe into an AlphaGUARD device. The length of the tube between the probe and the AlphaGUARD was chosen to be long enough so that 0.52% of the initial activity concentration of thoron (^{220}Rn) was calculated to remain when the gas reaches the AlphaGUARD and therefore the influence of thoron can be disregarded. To protect the measuring devices from the weather, they were set up indoors.

3. Results

To find possible correlations, the ratio between various pairs of parameters were calculated for each site. For each parameter pair, the mean value of the ratio, the standard deviation of the ratio, and the correlation coefficient was calculated. A correlation coefficient value around zero means no correlation, whilst a value near to 1 or -1 means a strong positive or negative correlation, respectively. The comparisons of the different parameters are shown

Table 1

The results of the analysis of the different parameters regarding possible correlations.

	Mean value of the quotient	Relative uncertainty (%)	Correlation between the two parameters
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ /a(^{238}U), Bq/kg	2.4	71	0.09
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ /a(^{226}Ra), Bq/kg	1.8	61	0.35
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ /permeability, m ²	$8.3 \cdot 10^{-13}$	157	-0.03
$u_r(c_A(^{222}\text{Rn}))$, %/permeability, m ²			-0.13
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $H^* H^*(10)$, $\mu\text{Sv}/\text{h}$	655.8	63	0.49
$H^* H^*(10)$, $\mu\text{Sv}/a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	0.0029	29	0.5
$a(^{238}\text{U})$, Bq/kg/a(^{226}Ra), Bq/kg	0.86	31	0.67
Maximum $c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ /a(^{226}Ra), Bq/kg	2.21	62	0.43
Adapted $c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ /a(^{226}Ra), Bq/kg	3.09	69	0.26

in Table 1. As the measured values are influenced by different multiple parameters and are part of a complex natural system, high values of correlation coefficient cannot be expected. The relative magnitudes of the various correlation coefficients are interesting as a way to compare different parameter pairs.

As ^{238}U and ^{226}Ra are mother nuclides of ^{222}Rn , a strong correlation is expected between these parameters. The correlation coefficient near zero regarding the ^{238}U and ^{222}Rn ratio indicates that the ^{238}U chain equilibrium is being broken, which can be explained by the different solubility of ^{226}Ra compounds and washing out processes. ^{226}Ra is the direct mother nuclide of ^{222}Rn and therefore shows a stronger correlation than ^{238}U . With a coefficient of 0.43 the maximum of the measured ^{222}Rn activity concentrations at a site shows a stronger correlation with ^{226}Ra than the mean values of the measured ^{222}Rn activity concentration at a site. This can be explained with the fact that other parameters than the ^{226}Ra content, which influence the ^{222}Rn activity concentration in soil gas, can only decrease the concentration.

Between the soil's permeability and ^{222}Rn activity concentration no correlation was found. That permeability could have an influence on the ^{222}Rn activity concentration was anticipated; low permeability could prevent the emergence from ^{222}Rn out of the soil. Another correlation was anticipated between the relative uncertainties of the ^{222}Rn activity concentration at a site and the permeability. A low permeability leads to a weak intermixture of the soil gas and can cause inhomogeneity of the ^{222}Rn activity concentration. Another problem is that at low permeability the probability of atmospheric air is higher to infiltrate the sample volume during the extraction from the probe by the syringe. A negative correlation was expected, which goes along with the calculated correlation, but due to the very low coefficient the expected relationship cannot be proved right.

The ambient equivalent dose rate above the ground is supposed to be influenced by the solid progeny of ^{222}Rn which stay in the ground after ^{222}Rn is decayed in the ground. This expectation is supported by a medium correlation of 0.49 between ^{222}Rn and the ambient equivalent dose rate. The correlation between the ambient equivalent dose rate and the ^{226}Ra massic activity of 0.5 is of the same magnitude. Now an equally-high correlation between the activity concentration of ^{222}Rn and massic activity of ^{226}Ra might be anticipated, but the measured value of 0.35 is lower. This may be because there are fewer parameters which impact the ambient equivalent dose rate, resulting in a higher correlation between these parameters and the ambient equivalent dose rate. Actually there is an even higher correlation of the ambient equivalent dose rate with the ^{226}Ra massic activity than with the ^{222}Rn activity concentration. Due to the fact that the ^{222}Rn progeny which stay within the rocks and do not emerge into the soil gas contribute to the ambient equivalent dose rate too, the ^{226}Ra massic activity seems to have a higher impact on the magnitude of the ambient equivalent dose rate (correlation factor 0.5) than with the ^{222}Rn activity concentration in soil gas itself (correlation factor 0.35).

During the period in which the soil gas measurements took place, long-period measurement systems were set up at one site in autumn and at two sites in spring. Every 10 min these measurement systems recorded the ^{222}Rn activity concentration, the air pressure and temperature, and thus compiled the chronological trend of these parameters. In Fig. 1 the results of the measurement system in autumn is shown. The site's ground contained talus material and its measured permeability is $1.9 \times 10^{-11} \text{ m}^2$, which is classified as highly permeable according to Kemski et al. (1996).

Within the period between the fourth and the twelfth day the gross trends for both atmospheric pressure and ^{222}Rn concentration look in form slightly similar, but offset in time by about one day. The first four days it rained, which could influence the

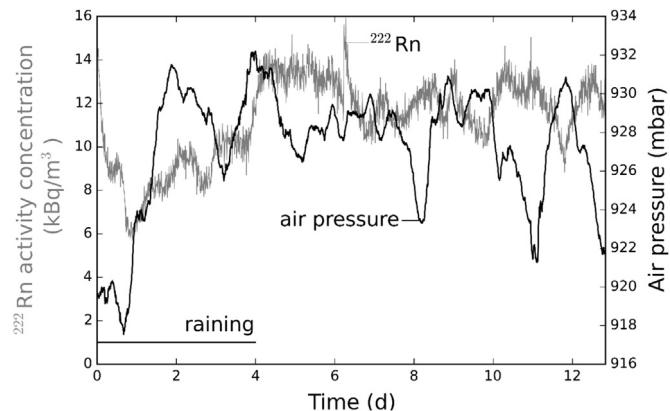


Fig. 1. The chronological trend of the ^{222}Rn activity concentration in soil gas and the air pressure.

correlation between the air pressure and the ^{222}Rn activity concentration. For a more detailed analysis the correlation coefficient for the ^{222}Rn activity concentration and the air pressure between the fourth and eleventh day was calculated. The result is -0.37 and shows therefore a modest negative correlation, a circumstance which has already been observed (Zafirif et al., 2013).

Between the second and the eleventh day, the mean value of the ^{222}Rn activity concentration is $11.6 \text{ kBq}/\text{m}^3$ with a standard deviation of 14%.

The chronological trend during the measurements is known. Therefore, an attempt was made to adapt the values of the single measurements to the trend of the long period measurement. However, an assumption was made that the trend of the ^{222}Rn activity concentration at the different sites is the same. The farthest distance between a long time measuring site and a single measurement site is 8 km, so it cannot be expected that the parameters like the barometric pressure, rainfall and others are the same. Anyway they could be sufficiently similar, so that adapting the values of the single sites to the trend of the long-term sites is reasonable. Therefore the ratio between the mean value of the period measurement and the value of the period measurement at the same time as a certain single measurement was calculated. The measured value for a site was multiplied by that ratio to get an "adapted" value for the site ^{222}Rn activity concentration. In Table 2 the different geological categories and the mean values and uncertainties of the ^{222}Rn concentration are shown. First the real measured values are shown, then the adapted values. In the brackets beside the geological unit the number of corresponding measurements is shown.

Table 2

A comparison of the ^{222}Rn activity concentration mean values and the adapted values within the different geologies with the amount of sites in brackets.

Geology	$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³	u_r %	$c_A(^{222}\text{Rn})$ adapted, kBq/m ³	u_r %
Semmering quart- zite (6)	80.1	51	59.2	61
Alluvial fan (9)	92.3	35	53.2	55
Lower terrace (6)	70.5	73	37.4	82
Talus material (10)	61.3	51	34.9	83
Gneiss (15)	219.0	100	177.9	128
Mica slate, phyl- lite, sericite, schist (19)	52.8	62	36.8	54
Dolomit, lime (12)	24.4	94	18.8	87
Alluvial deposits, sand, tone (17)	48.1	56	23.8	50
Mean value			65	75

Adapting the radon concentration values using the period measurement data did not reduce the spread of values within a given geological category. As further indicator to evaluate the impact of the adaption, the correlation coefficient between the adapted ^{222}Rn activity concentration and the ^{226}Ra massic activity was calculated. The ^{226}Ra massic activity is time independent and was therefore chosen for a comparison. With adaptation, the calculated coefficient is 0.26, which is lower than the value of the correlation without adaption of 0.35.

4. Discussion

The fact that the maximum ^{222}Rn values showed a bigger correlation than the mean values with the ^{226}Ra content is a strong indicator to use only the maximum for analyzing in future measurements. Then the uncertainty would be given by the uncertainty shown by the AlphaGUARD. The uncertainty calculation and usage for a possible disregard of one value for calculating the mean value is not optimal as the low amount of three values is not sufficient for such statistical analysis. That calculation method was primarily chosen to find and disregard values where failures occurred during the measurement, like the gas sample mixing with atmospheric air. By only using the maximum values for analyzing that goal would also be achieved.

Another issue for measurements is the correction of the soil's depth by the measured permeability in the future. In this work a unitary mass diffusivity was used, but it could be determined by using the permeability measured with the probe to take into account the specific properties of the soil.

To improve the prediction of radon potential a high correlation between the different parameters would be useful. For example, a high correlation between the ambient equivalent dose rate and the ^{222}Rn activity concentration would have a positive impact on the measuring time for assessing a particular site; a first indication of possible high ^{222}Rn activity concentration values in soil gas could be given by measuring the ambient equivalent dose rate. This could form the basis for estimating the necessity of further measurements at the site. Not only because it is easy to measure, the ambient equivalent dose rate seems to be the proper parameter for a first estimation because it shows a relatively high correlation with the ^{222}Rn activity concentration compared to the correlations between the other parameters. However using ambient equivalent dose rate to estimate a precise value of the ^{222}Rn activity concentration in soil gas is not sufficient if the result is used to predict the ^{222}Rn indoor activity concentration, as the estimation incorporates two factors with uncertainties that may be too high for that approach.

Overall the correlations between the different parameters seem too low for meaningful assumptions about the magnitude of the soil-gas radon concentration to be made on the basis of measuring another parameter. This highlights the difficulty in prediction of the radon potential. It seems inescapable to measure the ^{222}Rn activity concentration in soil gas, which has a direct impact on the ^{222}Rn indoor activity concentration.

The set-up of a long-period measurement during the period of the single measurements did not improve the collected data in these tests. The attempt to adapt the single measurements using the observed chronological trend of the ^{222}Rn activity concentration was unsuccessful. The "adapted" values show poorer correlations with other observed parameters, such as ambient equivalent dose rate.

In general, the chronological trends between the radon activity concentration, air pressure, and temperature show no correlation to each other of a useful magnitude. Only the results of the measurements in autumn show a slight correlation. The results may

have been impacted due to the fact that the long-period measuring devices were set up in indoor rooms to protect them from the weather.

As the standard deviation of the long-term measurement during eleven days of continuous measuring is 14%, this factor should be considered with the results of measuring with three probes at a site. To be exact, the uncertainty of the mean value of a site should be increased, but for a reasonable calculation the course of the ^{222}Rn activity concentration over a whole year should be taken into account. Therefore for a meaningful incorporation into the method, more detailed measurements would be necessary. This variation was not considered in the calculation of the final uncertainty. For a very detailed treatment of the uncertainty generally more parameters should be taken into account: the time dependent fluctuations as seen in Fig. 1, the uncertainty of the calibration factor (~3.5%), the uncertainty of the correction factor of the probe's depth, and the uncertainty of the soil gas volume filled into the measuring device. The used and described calculation of the uncertainties only considers the uncertainty of the measurement and the standard deviation of the three measured values at one site. The given example of the calculation shows a high uncertainty of 31.1% compared to the other uncertainties mentioned. So the variations between the probe samples are the most dominant source of uncertainty.

5. Conclusions

The described method shows limitations in substituting the parameters for ^{222}Rn measurements in the prediction of the radon potential. There are issues to improve the method, but it is important to consider that the method is only helpful, if the measurements are carried out simply. Now it is important to investigate the impact of the different parameters on the ^{222}Rn indoor activity concentration. A serious concern of searching for correlations is the kinetics of the different processes and that several different processes influence each other. A possible way of finding stronger correlations could be to design green-house experiments in which climate parameters like air-pressure, humidity, temperature, etc. can be controlled. However, for a meaningful radon potential map, as postulated by the EU basic safety standards, the influence of the ^{222}Rn activity concentration in soil gas on the indoor ^{222}Rn activity concentration has to be obtained to assess the soil gas measurements for integrating their results in the radon potential map. Methods for measuring the ^{222}Rn activity concentration of the soil gas can be adapted reasonably for that task. To give an example, the simultaneous long-time measurements did not contribute to the calculation or improvement of the single measurements and therefore can be omitted. For future measurements and analysis it seems reasonable to use the maximum ^{222}Rn activity concentration of the probes rather than the mean value. The correction factor of the probes depth could be improved by using mass diffusivity constants which consider the soil characteristics of the site. But it has to be taken into account that the soil gas measurements only have the edge over indoor measurements if their carry out stays uncomplicated and easy. For fulfilling the EU basic safety standards it is important to establish a technically mature method for predicting the radon potential to make meaningful and reasonable statements.

Acknowledgment

The described project, in which the measurements were taken, was funded by the Austrian Federal Ministry of Agriculture,

Forestry, Environment and Water Management Project number BMLFUW-UW 1.1.8/0208-V/7/2012.

References

- BMLVUW, 2010. Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management. Stubenring 1, 1010 Vienna, Austria. (<http://www.radon.gv.at/radonsuche.html>).
- Damkjaer, A., Korsbech, U., 1992. A small-diameter probe for *in situ* measurements of gas permeability of soils. *Radiat. Prot. Dosim.* 45; , pp. 85–89.
- European Union, 2013. Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013 Laying Down Basic Safety Standards for Protection Against the Dangers Arising From Exposure to Ionising Radiation, and Repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom.
- Friedmann, H., et al., 2007. Das österreichische nationale Radonprojekt – ÖNRAP, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Vienna, (in German).
- GIS Styria, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Landesamtsdirektion, Referat Kommunikation Land Steiermark, Hofgasse 16, 8010 Graz. (<http://www.gis.steiermark.at/>). (Accessed on April 2014).
- Gruber, V., 2004. Untersuchung und Evaluierung der geogenen Radon-Aktivitätskonzentration in eiszeitlich-glazialen Ablagerungen in Oberösterreich. Diplomarbeit ausgeführt am Atominstitut der Österreichischen Universitäten.
- Kabrt, F., Seidel, C., Baumgartner, A., Friedmann, H., Rechberger, F., Schuff, M., Maringer, F.J., 2014. Radon soil gas measurements in a geological versatile region as basis to improve the prediction of areas with a high radon potential. *Radiat. Prot. Dosim.* 160 (1-3), 217–221. <http://dx.doi.org/10.1093/rpd/ncu086>.
- Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., 1996. Das geogene Radon-Potential. In: Siehl, A., (Hrsg.), *Umweltradioaktivität*, S.179–222. Reihe Geologie und Ökologie im Kontext. Ernst & Sohn, Berlin, (in German).
- Maringer, F.J., Seidel, C., Preinerstorfer, A., Baumgartner, A., Rechberger, F., Schuff, M., Stietka, M., 2012. Ermittlung der aktuellen Häufigkeitsverteilung der natürlichen Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung. Endbericht. Auftraggeber Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abt. V/7-Strahlenschutz, (in German).
- Ringer, W., (n.d.), Radonvollerhebung in den Gemeinden Reichenau, Haubach und Ottenschlag i.M., Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management. Stubenring 1, 1010 Vienna, Austria. (http://www.lebensministerium.at/dms/lmat/umwelt/strahlen_atom/strahlenschutz/radon/radonmessung/Expertenbericht_Radonvollerhebung_Reichenau_finalb.pdf) (in German).
- WHO -World Health Organization, 2009. WHO Handbook on Indoor Radon – A Public Health Perspective. World Health Organization, Geneva, Switzerland, ISBN: 978-9-241-54767-3.
- Zafirif, H., Barbosa, S.M., Malik, U., 2013. Differentiation between the effect of temperature and pressure on radon within the subsurface geological media. *Radiat. Meas.* 49, 39–56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.radmeas.2012.11.019>.

Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential

Franz Kabrt^{1,2*}, Andreas Baumgartner², Harry Friedmann³, Valeria Gruber⁴, Wolfgang Ringer⁴, Franz Josef Maringer^{1,2,5}

¹BEV - Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, 1160 Vienna, Austria

²University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Low-Level Counting Laboratory Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Vienna, Austria

³University of Vienna, Nuclear Physics, Währinger Straße 17, 1090 Vienna, Austria

⁴Austrian Agency for Health and Food Safety, National Radon Centre of Austria, Wieningerstrasse 8, A-4020 Linz, Austria

⁵Vienna University of Technology, Karlsplatz 13, 1040 Vienna, Austria

*Corresponding author: franz.kabrt@mailz.at

Abstract. The radon potential of a certain area represents the expected ^{222}Rn indoor activity concentration of the air in a ground floor living room. To improve the existing radon potential map of Austria a geologically versatile region was chosen for investigation. At 100 sites the ^{222}Rn soil gas activity concentration, soil gas permeability and local gamma dose rate were measured and soil samples, for gamma spectrometric analysis of ^{226}Ra and ^{238}U , were taken. In the same area ^{222}Rn indoor activity concentration measurements were conducted, too.

The different measurement results are compared and their correlations are investigated. Thereby, the main focus is on the comparison between the radon activity concentration in soil and indoors. The investigation of the correlation between these two parameters is important for the prediction of an area's radon potential. The aim of the study is the improvement of the prediction of the radon potential by soil gas measurements and consequently the radon potential map. As in the new EU BSS the identification of areas, where the radon concentration above the national reference level in a significant number of buildings is expected, is demanded, it is important to further develop the methods for the prediction to guarantee a meaningful implementation in the radiation protection of the general public.

KEYWORDS: radon map, geogenic radon potential

1. Introduction

Radon is a radioactive noble gas which originates everywhere in the ground as it occurs in the natural decay chains. From the ground it can diffuse into dwellings followed by the possibility of causing high activity concentration. After inhalation radon and its progeny can directly harm the lung, which increases the lung cancer risk. Radon is identified as greatest cause for lung cancer after smoking by the WHO. (1) For that reason, action plans against radon were established by different countries and are demanded by the EU Safety Basic Standards. (2) In this directive $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ is given as the maximum reference level for the yearly mean radon activity concentration in indoor air in private accommodations and work places was introduced. Furthermore, areas shall be identified where this threshold is exceeded by a significant number of dwellings, which is implemented by most countries in establishing radon maps. The radon potential represents the expected radon activity concentration, but the definition, calculation and measurement procedure is not consistently assessed.

There are different methods to derive the radon potential from: direct measurements of indoor radon concentrations, geological aspects or multi-factor scoring systems are used. For example a method is based on indoor measurements with 20 data points within a $10 \times 10 \text{ km}$ grid (Canada) or on 5 measurements within a $5 \times 5 \text{ km}$ (UK) to predict an indoor value. (3) Another approach is to set up a classification by a matrix, using soil gas and permeability measurements. (4)

In Austria within the ÖNRAP, the Austrian national radon project, a radon potential map was established on the basis of indoor measurements. (5) New data is implemented in this map. 2011 a further project followed in which three municipalities in Upper Austria were investigated in more detail including soil gas measurement. Following that project, a new one was executed to carry out soil gas and indoor measurements in a Styrian region. The aim was focused on the geological characteristic and correlation. Now the measurement values of the soil gas measurement are analysed with use of the

indoor measurements. For establishing a meaningful radon potential map, the correlation between soil gas measurements and indoor values are of utmost importance.

2. Material and method

2.1. Soil gas radon measurements

The described measurements were carried out at 100 sites. One series was set in autumn 2012 with 40 sites and the other series in spring 2013 with 60 sites. Only the measurements which provided the results used in the analysis of this paper are presented.

At each site three probes with a length of 1.6 m and a diameter of 12 mm were hammered up to 1.4 m into the ground. At their ends pointy tips were attached and were lowered by rod 5 cm further into the ground. Afterwards an adapter was put on the end above the ground to seal the probe from the ambient air, but to enable an extraction of the gas from the rod by syringes. Soil gas was extracted by 200 ml syringes. The first volume was discarded as mixed with outdoor air. Then 100 ml volumes of gas were extracted from each of the three probes and were injected each in an AlphaGUARD (Saphymo GmbH) measuring device with attached plug on the backside (usually, done in diffusion mode, but the injected air should be prevented from escaping). The AlphaGUARDS were operated in 10 min flow mode. The radon activity concentration displayed the moment of the injection was documented as blank value of the measurements, which was subtracted from the resulting measuring value. The first actualization of the displayed value was not considered as result, as the injected soil gas was not inside the device over the whole measuring cycle. The mean of the second and third value of the radon activity concentration was taken as measuring result, from which the first value was subtracted. A possible influence of thoron was eliminated, as the soil gas has been at least ten minutes inside the AlphaGUARD when the second value was displayed. Furthermore, the resulting measurement values were multiplied with a calibration factor, because the injected 100 ml soil gas did not fill the 620 ml of measuring chamber of the AlphaGUARD completely. This factor was determined in a former project by Gruber. (6) When it was not possible to hammer the probes the whole 1.4 m into the ground, the result of that probe was multiplied with a correction factor. To calculate that factor the depth distribution of the radon activity concentration in the ground was used. For analysing the data beside the mean value of the radon activity concentration at a site the maximum of the three measured values is taken into account too.

The soil permeability was estimated for each probe by measuring the flow rate and the pressure while pumping gas out of the probe. Following Damkjaer and Korsbech beside these measured values the geometry factor (considering the 5 cm hole in the grounded end of the probe) and the gas' viscosity (approximation) was used. (7)

Additionally, the ambient dose equivalent rate was measured 1 m above the ground at each site. Therefore, a 6150 AD 6/E with a connected scintillator 6150AD-b by Automess was used, measuring the mean value of five minutes.

Soil samples were taken from up to 1 m depth at each site. Afterwards these samples were used to determine the ^{226}Ra and ^{238}U mass activity concentration by gamma ray spectroscopy in the Low-Level Counting Laboratory Arsenal.

2.2. Indoor radon measurements

Indoor radon measurements were organized by the Austrian Agency for Health and Food Safety (AGES) in the investigated region. Thereby SSNTD detectors were used, which were set up over a period of six months in 963 dwellings. The detectors, two per dwelling, were mainly placed in the ground floor; the detailed distribution is listed in Table 1. Furthermore, construction characteristics of the dwellings were documented. Only the categories which are supposed to have a high impact on the indoor radon activity concentration were taken into account for the analysis.

Table 1: Number of measurements on different floor levels.

Floor	Cellar	Ground floor	First floor	Second floor
Number of measurements	30	1208	646	38

2.3. Analysis methods

For the analysis of the soil gas measurements together with the indoor measurements, the values of the soil gas measurements were interpolated at the points of the indoor measurements. The inverse

distance weighting method (shown in equation 1) was used, which includes a power parameter for weighing. A higher power parameter lays the weight more on nearer situated points, whereas a low parameter includes the points, which are further away, more into the interpolation.

$$u(x) = \frac{\sum_{i=1}^N u_i / d(x, x_i)^p}{\sum_{i=1}^N 1 / d(x, x_i)^p} \quad (1)$$

$u(x)$... interpolated value at x

u_i ... measurement value at x_i

$d(x, x_i)$... Distance between x and x_i

p ... power parameter for distance weighting

The Neznal potential (RP_N), which calculates a potential value using the radon activity concentration in soil gas (c) and the permeability (k) is shown in equation 2. (8)

$$RP_N = \frac{c_a - 1}{-\log_{10}(k) - 10} \quad (2)$$

For analysing the data own python routines were written. Functions of the numpy, scipy, math and matplotlib libraries were accessed therefore.

For determining the correlation between parameters the pearson and spearman correlation were used. The correlation is 1 at a high correlation, -1 at a high negative correlation and zero if there is no correlation. The pearson correlation (numpy.corrcoef) analyses a linear relationship between two parameters. However the spearman correlation (scipy.stats.spearmanr) determines a relationship, where the parameters do not change together at a constant rate.

3. Results

3.1. Excerpt of former analysis of the soil gas measurements

The radon activity concentration in the soil gas showed a logarithmic distribution. In the dolomite, lime category the lowest values were observed from 0.9 up to 79.5 kBq/m³ and in the gneiss the highest values within a range from 23 up to 953 kBq/m³. The distributions of the remaining geologies overlapped in large parts. Among others the results showed no correlation between the radon activity concentration and the permeability, a very low correlation between radon and the radium masic activity, and a medium correlation between radon and the ambient equivalent dose rate.

3.2. Proper power parameter and dependence from nearest site

First of all, a proper power parameter for interpolating the measured soil gas values using the inverse distance weighting method has to be obtained. Therefore, the Pearson coefficient between the indoor radon activity concentration and the interpolated radon activity concentration of the soil gas was calculated as function of the power parameter. The resulting curve is shown in Figure 1. The correlation was observed for every measurement and only taking into account the indoor measurements on the ground floor. The correlation is supposed to be higher only analysing the measurements at the ground floor, as the impact of the radon in soil gas is higher than on the floor levels. However, the resulting values show, that the correlation including all values is higher than only including the ground floor values. The correlation for the case that just the nearest site measurement is taken for comparison with a certain indoor value is shown as black dot in the diagram, the position of the dot on the x-scale has no meaning, as there is no power parameter in that case.

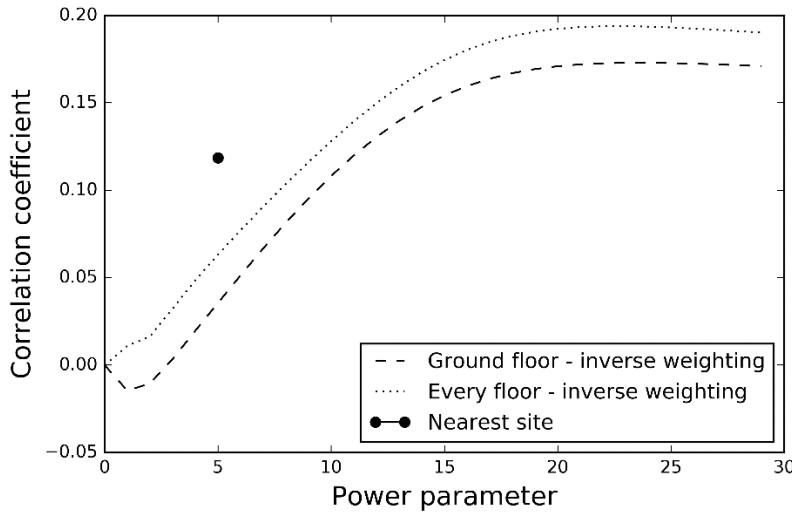


Figure 1: Pearson correlation depending on the power parameter and nearest site

The correlation has its maximum at a power parameter of 23, which means that weighting lays more on the nearer points. Due to the fact, that there can be big distances between sites of soil for measurements and dwellings with indoor measurements, the impact of the distance is analysed. Additionally to the interpolated values of the soil gas by inverse distance weighting method the values were interpolated by just using the nearest measuring point. The resulting dependencies are shown in Figure 2. It can be seen that there is nearly no difference between the inverse weighing and only regarding the nearest site, as the continuous line and the dashed line overlap for the most part.

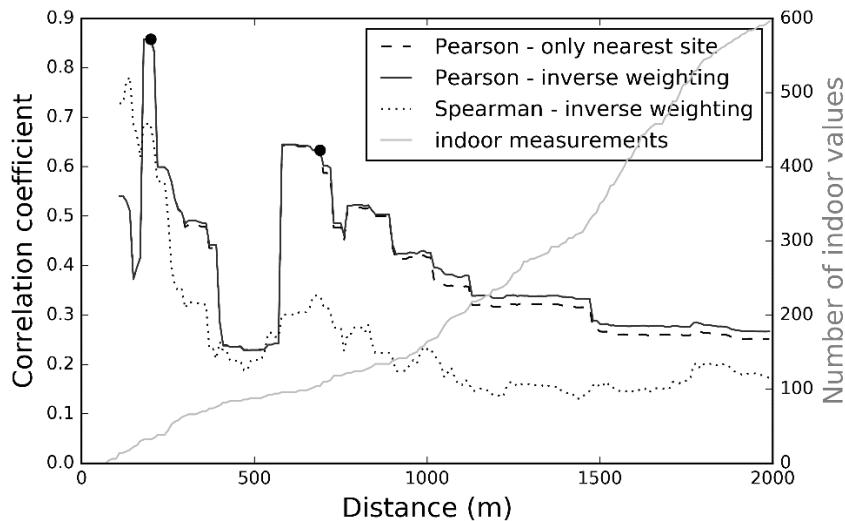


Figure 2: The correlation depending on the distance to the nearest site.

Table 2: Detailed values for the points from Figure 2.

	Dwellings		Pearson correlation with indoor values						Nezna
	Number	Max. distance to nearest site	Radon	Max.	Dose rate	Permeability	Ra ²²⁶	Nezna	
First point	32	200 m	0.86	0.86	0.24	-0.57	0.32	0.66	
Second point	104	690 m	0.63	0.65	0.02	-0.27	0.1	0.49	
All	1926	4913 m	0.19	0.20	0.08	-0.09	0.02	0.09	

The Pearson correlation shows much higher values than the Spearman correlation. After a first maximum with nearly 0.9 as correlation coefficient, it decreases to 0.2. The second maximum lies around 0.6 and sinks afterwards without these high fluctuations from the first part. In Table 2 the values for the correlations at the marked points in the diagram and for the whole number of indoor values are shown. Compared to the correlation of radon in soil gas, the other parameters show a significant lower correlation with the indoor radon.

The primary aim of the project was to carry out the measurements in different geologic areas and secondary to comply with the distribution of the population. So the distances between the sites and dwellings are not optimal for that approach of analysis, especially as more dwellings nearer to the sites would lead to more significant results.

3.3. Quotients between indoor and soil gas radon activity concentration

Now the quotient between the radon activity concentration indoor and in the soil gas is analysed. Therefore the indoor value is divided by the interpolated soil gas value. Dwellings with a high sealing from soil gas radon have a quotient nearly zero, whereas a comparatively high quotient stands for an easy transport from radon into the building. In Figure 3 the boxplots of these quotients are shown for all measurements, and again only for the dwellings at point one and two from Figure 2.

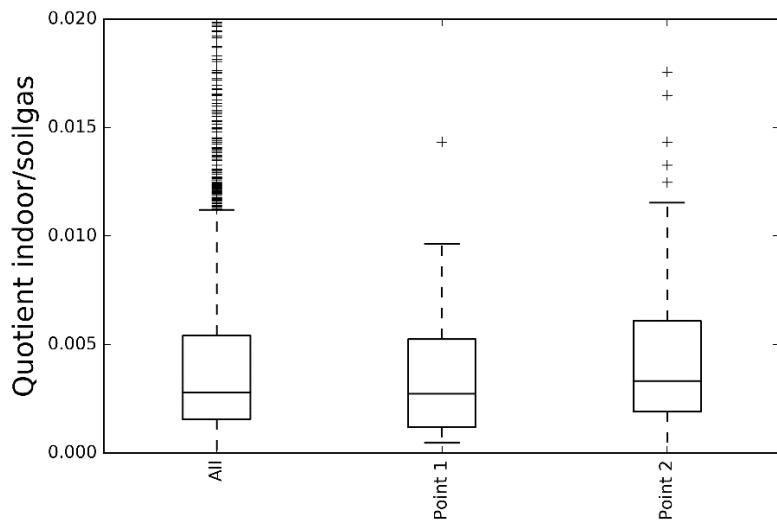


Figure 3: Boxplots of the quotient of indoor / soil gas values at the points from Figure 2.

It can be seen that the distributions are nearly the same with the median around 0.003. The boxplot with all distances and with the values of lower correlation has a high amount of outliers. It can be suggested that these outliers cause the low correlation and that a reasonable quotient goes up to 0.01. This can be an important clue to estimate the radon potential from soil gas measurements. For example, if these quotient values are used to calculate a possible indoor radon activity concentration from soil gas, for exceeding the limit of 300 Bq/m³ a soil gas activity concentration of 100 000 Bq/m³ would be sufficient. Using the quotient of the lowest whisker (of point 1) as worst case, even 30 000 Bq/m³ would be enough. 76 % of the soil gas values measured were over 30 000 Bq/m³ and 21 % over 100 000 Bq/m³. Beside geological characteristics, the quotient is supposed to depend mainly on the construction characteristics and living habits. As these constructional types and building material are as well as the weather influenced behaviour of ventilation representative for a region, the quotient is supposed to vary for different areas.

3.4. Observation of construction characteristics

To investigate the impact of the construction characteristics, the ones with the highest supposed impact were chosen. It was tried to assign different factors for different characteristics and compare the thereby occurring correlation coefficients. These factors should be identified by iteration. So looking at one category, for every factor a quotient between 0.1 and 1 in steps of 0.1 was tried and used for calculating the correlation. Finally, the factors, where the highest correlation occurred, were found and are listed in Table 3. Due to computing effort the factors were investigated only within one

category at once. But the factors were applied to all interpolated radon activity concentrations in soil gas and again analysed for correlation with the indoor values, which lead to a coefficient of 0.31 and for the dwellings within point two in Figure 2 to a coefficient of 0.74. These are enhancements of 63 % and 18 % respectively. For a more meaningful analysis all factors should be computed during one calculation, which was not possible because of the high processing effort.

Table 3: Limiting factors for construction characteristics leading to a higher correlation.

Cellar	Entirely		Partial		No				
	Number	Factor	Number	Factor	Number	Factor			
	1290	0.3	392	1	220	0.7			0.32
Fundament	Stripes		Board		Partial board		None		
	Number	Factor	Number	Factor	Number	Factor	Number	Factor	Corr.
	632	1	806	0.5	154	0.9	94	1	0.26
Composition	Screed		Sand		Brick		Concrete		
	Number	Factor	Number	Factor	Number	Factor	Number	Factor	Corr.
	1420	0.5	222	0.9	380	1	104	0.7	0.23
Walls	Building stone		Concrete		Formwork		Brick		
	Number	Factor	Number	Factor	Number	Factor	Number	Factor	Corr.
	286	1	938	0.7	207	0.5	206	0.7	0.25

The application of parameters is able to slightly increase the correlation values. As the factors lower the resulting radon activity concentration, they represent a difficulty for radon to reach indoor rooms. So it is sensible that dwellings with a cellar, have a limiting factor, as it is more difficult for radon to get into the ground floor, where most of the measurements were carried out. But following the calculation, also dwellings without a cellar have a slightly limiting factor. This could be caused by a better fundament of the house if there is no cellar underneath. Generally looking at these results, the amount of dwellings with a certain characteristic have to be taken into account to. As there are more numbers the change in the factor has a higher weight than another factor, which could lead to a results that rather goes back to statistical causes than to constructional ones.

4. Discussion

The results show the importance to combine the results of soil gas and indoor measurements. Indoor measurements imply high effort, a long duration (3 months minimum) and the need of the collaboration of the inhabitants. Therefore, soil gas measurements represent a good alternative, as they could be carried out more flexible and deliver results more quickly. However, for a meaningful evaluation of the results a reliable correlation with the indoor activity concentration is of utmost importance. The observed dependency of the correlation between indoor and soil gas activity concentration is a factor which raises the effort for these measurements. In turn the measurement of other parameters can be skipped, as they show such low correlation coefficients, which lowers the effort. Also the need of three measurements at one site could be discussed. Only a slight difference between the maximum and mean value at the site is observable calculating the correlation with indoor radon. Maybe more measurements over an area are more important than a more detailed assessment at one site, which could be an issue for further investigation. The consideration of construction characteristics is another important factor. By assigning a certain factor to a characteristic the correlation coefficients were increased. Thereby the importance of correlating the indoor values with the soil gas values is reflected. Without that knowledge the soil gas measurements cannot be evaluated sensibly; just because a soil gas value is lower compared to others, does not mean that it cannot lead to high indoor activity concentrations, which is shown by the calculation of the quotient distribution between the radon activity concentration in soil gas and indoor.

5. Outlook

The shown correlation between indoor and soil gas radon activity concentration has to be investigated in other areas, too. Constructional characteristics and living styles influence the indoor concentration in a high degree, but differ for different regions. The consequential quotient between indoor and soil gas radon activity concentration and the density of the measuring sites are important aspects regarding the evaluation of the radon potential by soil gas measurements, which require further investigations.

Funding

The author's participation at the IRPA14 was financially supported by the *Austrian Association for Radiation Protection*. The project was funded by the *Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management* project number BMLFUW-UW 1.1.8/0208-V/7/2012.

6. References

1. World Health Organization. WHO Handbook on Indoor Radon - A Public Health Perspective. World Health Organization, Geneva, Switzerland, ISBN-978-9-241-54767-3, (2009)
2. Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, Official Journal L 57, 1-73.
3. Chen, J., 2016. A preliminary design of a radon potential map for Canada: a multi-tier approach. Environmental Earth Sciences 2016 59:775-782Doi 10.1007/s12665-009-0073-x
4. Kemske, J., Klingel, R., Siehl, A. Das geogene Radon-Potential. In: Siehl, A. (Hrsg.) Umweltradioaktivität. S. 179-222. Reihe Geologie und Ökologie im Kontext, Ernst & Sohn, Berlin, (in German), (1996).
5. Friedmann, H., 2005. Final results of the Austrian Radon Project. Health Phys. 89(4), 339-348.
6. Gruber V., 2004. Untersuchung und Evaluierung der geogenen Radon-Aktivitätskonzentration in eiszeitlich-glazialen Ablagerungen in Oberösterreich, Diplomarbeit ausgeführt am Atominstitut der Österreichischen Universitäten.
7. Damkjaer, A., Korsbech, U., 1992. A Small-Diameter Probe for in Situ Measurements of Gas Permeability of Soils, Rad. Prot. Dos., Vol. 45, p. 85-89
8. Neznaš, M., Neznaš, M., Matolín, M., Barnet, I., Mikšová, J., 2004. The new method for assessing the radon risk of building sites. Czech Geol. Survey Special Papers, 16, Czech Geol. Survey, Prague, p.7-13, <https://www.radon-vos.cz/pdf/metodika.pdf>

A COMPARISON OF RADON INDOOR MEASUREMENTS WITH INTERPOLATED RADON SOIL GAS VALUES USING THE INVERSE WEIGHTING METHOD ON MEASURED RESULTS

F. Kabrt^{1,2,*}, A. Baumgartner², M. Stietka², H. Friedmann³, V. Gruber¹, W. Ringer¹ and F. J. Maringer^{2,4,5}

¹Austrian Agency for Health and Food Safety, Spargelfeldstraße 191, A-1220 Vienna/Weningerstrasse 8, A-4020 Linz, Austria

²University of Natural Resources and Life Sciences, Low-Level Counting Laboratory Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Vienna, Austria

³University of Vienna, Isotope Research and Nuclear Physics, Währinger Straße 17, 1090 Vienna, Austria

⁴BEV—Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, 1160 Vienna, Austria

⁵Vienna University of Technology, Karlsplatz 13, 1040 Vienna, Austria

*Corresponding author: franz.kabrt@mailz.at

The European Basic Safety Standards demand the prediction of areas where a significant number of households exceed the reference level for the radon activity concentration. Therefore, radon maps are established which are based on indoor and soil gas measurements. In this study results of soil gas measurements are interpolated to get a value for the radon activity concentration in the soil gas at the coordinates of an indoor measurement and enable a direct comparison of both results. For the interpolation the inverse weighting value is applied. This way a prediction of the indoor radon activity concentration at the location of indoor measurements is attempted for verification. Quotients between the radon activity concentration in soil gas and indoors are analyzed. Building characteristics are also taken into account to evaluate parameters which lead to the reference level being exceeded. The results assist in the interpretation of soil gas measurements regarding the prediction of indoor radon activity concentrations.

INTRODUCTION

The radioactive noble gas radon is part of the natural decay chains and is therefore produced everywhere in the ground through the decay of the trace element radium. By diffusion from the ground into dwellings radon ends up in the indoor air, where it is inhaled by residents. By decaying in the lung, radon and its progeny can directly harm the lung tissue and therefore increase the risk of getting lung cancer. The WHO has identified radon as the most common cause for lung cancer after smoking⁽¹⁾. Subsequently the EU Basic Safety Standards demand action plans against radon and give 300 Bq/m³ as the maximum reference level for the yearly mean radon activity concentration in indoor air in private accommodations and work places⁽²⁾. The action plans include the identification of areas where that threshold is exceeded by a significant number of dwellings. That issue is mostly addressed by establishing a radon map which visualizes the radon risk of different areas. For such a map indoor or soil gas measurements are used and geological factors and other geogenic parameters are taken into account to determine the potential of an area for exceeding the reference level in a dwelling.

There are methods to measure the indoor activity concentration with a certain sampling number within fixed grids or to classify the radon potential

using a matrix based on the activity concentration in soil gas and the permeability of the soil^(3, 4).

In Austria a radon potential map was established within the Austrian National Radon Project (ÖNRAP) on the basis of indoor data, where the radon potential represents the expected radon activity concentration in a standardized room⁽⁵⁾. In 2011 a pilot project was carried out in Upper Austria including soil gas and indoor measurements, followed by a second project in Styria in 2012/13. These projects had the aim to investigate the different parameters for a meaningful establishment of the radon potential map. The data was already statistically analyzed⁽⁶⁾.

MATERIAL AND METHODS

The used data were collected by two projects in Upper Austria and Styria, where measurements were carried out in three municipalities. In Upper Austria, a region where high radon activity concentrations were anticipated, soil gas measurements were carried out at 60 sites and indoor measurements were conducted in 654 households. The region in Styria was chosen as an area of interest due to its geological versatility. Soil gas measurements were carried out at 100 sites and 963 households participated in the indoor measurements.

At each site three probes (1.6 m length and 12 mm diameter) were hammered 1.4 m into the ground, so that they formed a triangle with 1 m side length. From these the soil gas was extracted using syringes. The first extracted volume of 200 ml was rejected. Afterwards 150 ml soil gas was taken from each probe and injected into Alphaguards. As that sampling volume was smaller than the detector volume of the Alphaguard, the result was multiplied with a calibration factor, which was determined as part of an earlier project⁽⁷⁾.

The results where the probe was not 1.4 m in the ground were multiplied with a correction factor for the depth. The distribution of the radon activity concentration depending on the depth of the ground is given by the following equation:

$$a_d = a_{\text{const}} (1 - e^{-d/l}) \quad (1)$$

where, d is the depth and l is the diffusion width according to the following equation:

$$l = \sqrt{(D^* * \lambda^{-1})} \quad (2)$$

(D^* is the mass diffusivity and λ the decay rate of radon). The mass diffusivity is $5 \times 10^{-2} \text{ cm}^2/\text{s}$, which covers humid loam and dry sand. The correction factor is as follows:

$$f_{\text{corr}} = \frac{a_{1.4}}{a_d} \quad (3)$$

The result of each site was determined by calculating the mean value of the three probes.

For the indoor measurements two Solid State Nuclear Track Detectors (SSNTD) enclosed in a diffusion chamber were provided for each household. RSKS was used in Styria and RADUET in Upper Austria. These were mainly set up on the ground floor of the dwellings (65%) and the measurement took place over the course of 6 months.

For a direct comparison of the soil gas values with the indoor values, the radon activity concentration of the soil gas was interpolated at the geographic coordinates of the dwellings. For this purpose the inverse weighting method (equation 4) was used.

$$u(x) = \frac{\sum_{i=1}^N u_i / d(x, x_i)^p}{\sum_{i=1}^N 1/d(x, x_i)^p} \quad (4)$$

$u(x)$ is the interpolated value at x , u_i the measurement value at x_i , $d(x, x_i)$ the distance between x and x_i and p the power parameter for distance weighting.

The power parameter determines to which extent the values are taken into account depending on the distance to the coordinate. A higher power parameter shifts the weight strongly towards nearer distances. For the interpolation three different values were used as the power parameter: 0.5 distributes the weight equally between all values so that there are no high variations between them. The power parameter of 23 shifts the weight towards the nearest value. The value of 23 was used, because in an earlier analysis the highest correlation between the radon activity concentrations in soil gas and indoors was identified using that power parameter. The third value used for the power parameter was 2.5, because in this case the interpolated values shape smooth transitions between the fixed measurement values.

RESULTS AND DISCUSSION

Overview of measurement results

The results of the measured radon activity concentration in the soil gas and indoors are shown in Figure 1 using boxplots. The distributions of the measurements in Styria and Upper Austria (Upper AUT) can be seen, divided into indoor and soil gas measurements. The left y-scale is for the two boxes on the left, the soil gas measurements, and the right y-scale for the two boxes on the right, the indoor measurements.

Figure 2 shows the Pearson correlation coefficient between the radon activity concentrations in soil gas and indoors for the Styrian measurements. Every single indoor measurement was used to consider actual occurring indoor activity concentrations, so high values would not be decreased by calculating a household's mean. The magnitude depends on the distance between an indoor measurement and the next soil gas measurement. For the calculation of the correlation coefficient (the left y-value) only results where the distance between an indoor

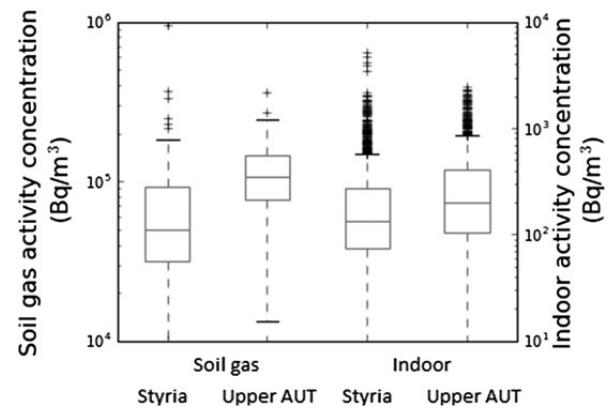


Figure 1. Boxplots of the measured activity concentration in soil gas and indoors.

A COMPARISON OF RADON INDOOR MEASUREMENTS

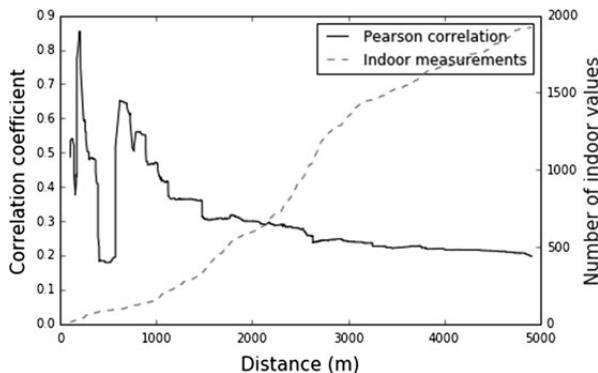


Figure 2. The correlation between the activity concentration in soil gas and indoors depending on the distance to the nearest site.

measurement to the next soil gas measurement was under a certain distance (the x -value), were used. The power parameter used for this calculation was 23 as it shows the highest correlation coefficient, 0.19 for all distances. Furthermore the plot shows the number of measurements within a certain distance (right y -scale). Using the maximum value instead of the mean value of the radon activity concentration at a site leads to no significant improvement of the correlation coefficient (0.20 for all distances). The gap of the correlation coefficient between 400 and 600 m cannot be explained.

Prediction of indoor values interpolating the soil gas measurements

First of all the prediction of the indoor activity concentration was tried using the interpolated soil gas values. The data of the Styrian measurements were used as they have a higher amount of measurements. For this purpose at every coordinate of the dwelling the soil gas value is interpolated and multiplied with a factor, which represents the uptake of the dwelling. Different factors are tried out through iteration. Then the resulting soil gas value is compared to the indoor value and it is determined if the values exceed or fall below the reference level of 300 Bq/m^3 . If both exceed or both fall below the reference level it is a correct prediction, if not the prediction is wrong.

This method was chosen as the EU Basic Safety Standards demand the identification of areas, where that threshold is exceeded by a significant number of dwellings. Furthermore evaluating the prediction by calculating the mean difference or deviation between the predicted and the measured value, lead to no useful results, as both values increase steadily with the multiplication factor.

In Figure 3 the percentage of correct predictions depending on the factor, which is multiplied with the soil gas value, is illustrated. The prediction is

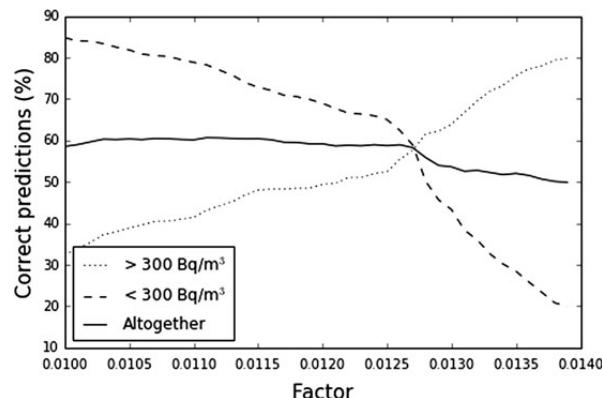


Figure 3. The interpolated soil gas values (power parameter 23) are multiplied with a certain factor and compared to the indoor values to predict if the reference level is exceeded.

Table 1. A list of the different factors for predicting the indoor activity concentration by interpolating the soil gas measurements using different power parameters for weighting.

Power parameter	0.5	2.5	23
Factor for $> 300 \text{ Bq/m}^3$	0.0085	0.02	0.02
Factor for $< 300 \text{ Bq/m}^3$	0.007	0.0061	0.006
Factor at intercept	0.008	0.01	0.0126
Correct predictions at intercept	53%	54%	64%

separated depending on whether the indoor value lies over or under the reference level. As the activity concentration in soil gas is much higher than indoors, at certain multiplication factors every soil gas value would fall below or exceed the reference level. Therefore, a separated observation is reasonable. The dependency of the factor is visible (under a certain factor all predicted values lie under the reference level and above a certain factor all predicted values lie over the reference level) and it varies with the power factor.

Table 1 shows the specific values for the factor, at which every value goes above or below the reference value. It also shows the intercept point at which the percentage of both predictions is nearly the same. If there was a factor where both predictions would reach 100%, it would mean that the indoor radon activity concentration could be predicted correctly by using only the soil gas values.

The analysis shows the best results for predicting the indoor values are obtained by multiplying the soil gas values with a factor of 0.0126. In Figure 4 these predicted indoor values are shown with the actually measured indoor values.

The predicted values go up to 1040 Bq/m^3 whereas the maximum of the measured indoor values is

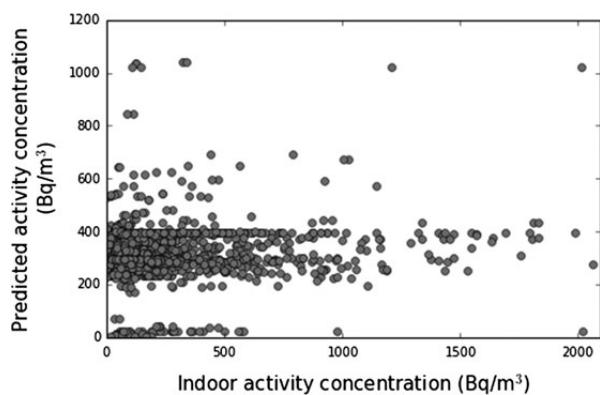


Figure 4. The predicted indoor values (interpolated soil gas values multiplied with 0.0126) and actually measured indoor values

5218 Bq/m³. The *x*-scale is cut at 2100 Bq/m³ for a better illustration of the main section. There are five values above 2100 Bq/m³: three with a predicted activity concentration between 300 and 400 Bq/m³ and two around 1000. The predicted values for the activity concentration lie mainly between 200 and 400 Bq/m³. There are only some predicted values under 200 Bq/m³, whereas there are much more actually measured indoor values between 100 and 200 Bq/m³. A good correlation between those values would be illustrated by a linear distribution, which cannot be seen. The correlation coefficient is 0.19.

Observation of the quotient between radon in soil gas and indoors

As a dependency between correct predictions and the factor multiplied with the soil gas value was observed, the quotient ($a_{\text{indoor}}/a_{\text{soilgas}}$) between the activity concentrations interpolated from soil gas a_{soilgas} and the ones measured indoors a_{indoor} was investigated. The quotient represents the magnitude of radon transfer between soil and building. Therefore, the distribution of the quotients is illustrated with boxplots in Figure 5. The quotients are separated into indoor activity concentrations exceeding and falling below the reference level of 300 Bq/m³. For interpolation the power parameter of 23 was used.

An exceedance of the reference level is accompanied by high quotients between the activity concentration in soil gas and indoors. That observation indicates that the quotients have a high impact on the indoor level, much more than the activity concentration in soil gas. Also a small quotient value can lead to the concentration exceeding the reference level. But high quotients have not to lead to high indoor activity concentrations, as there are high quotients but related indoor radon activity concentrations below the reference level.

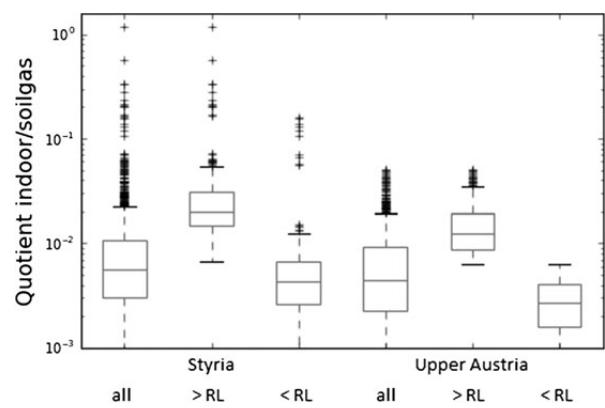


Figure 5. The distribution of the quotient between interpolated soil gas values (power parameter 23) and indoor values illustrated as boxplot (RL = reference level).

The 10% percentile of the quotient's distribution (to disregard outliers) lies at 0.0018. To reach 300 Bq/m³ indoors a soil gas activity concentration of 167 kBq/m³ would be sufficient. At no site that high concentration was measured. On the other hand, the quotient's 90% percentile lies at 0.024, where 12.5 kBq/m³ would be sufficient to reach the reference level. In total, 88% of the soil gas measurements and 99% of the interpolated soil gas values exceed that activity concentration. Theoretically that approach, multiplying the activity concentration in soil gas, could be used to estimate possible indoor activity concentrations and to consider a site to have too little activity concentration for an exceedance of the indoor reference level. But the given percentages (88 and 99%) show that the measured activity concentrations in soil gas are too high for a practical implementation of such an approach.

In Figure 6 the quotient is directly compared to the indoor values. It shows a good correlation as the indoor activity concentration increases with the quotient between the activity concentrations in soil gas and indoors.

The quotient contains the indoor activity concentration and so a correlation is expected. The correlation coefficient is 0.38. The other value influencing the quotient is the interpolated soil gas value. Figure 4 compares the interpolated soil gas values, all multiplied with the same factor, with the indoor values, but no such strong correlation as in Figure 6 can be seen.

In Figure 7 the quotient between the activity concentration in soil gas and indoors at a house is assigned to the distance between the indoor measurement and the nearest soil gas measuring site. Comparing the line of the correlation coefficient in Figure 2 and the distribution of the quotient in Figure 7 no reliable conclusions can be made. In Figure 7 it is visible that fewer measurements are in the distance around 500 m. There the distribution

A COMPARISON OF RADON INDOOR MEASUREMENTS

of quotients is not like the ones at adjacent shorter or higher distances. That could explain the gap of the correlation coefficient in Figure 2.

Prediction of indoor values interpolating the indoor measurements

Now for the prediction of the indoor values the indoor measurement itself is used for interpolation. The comparison is conducted without multiplying a

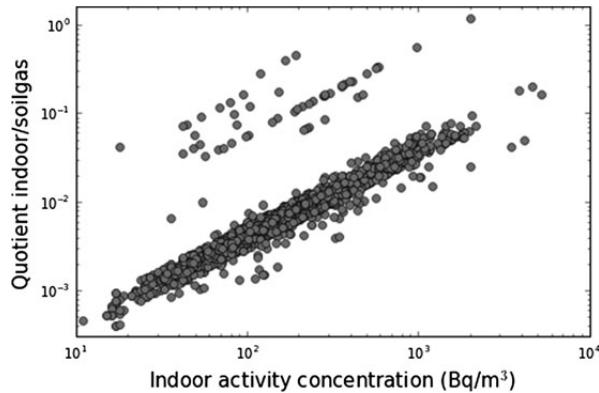


Figure 6. The quotient between interpolated soil gas values (power parameter 23) and indoor values directly compared to indoor measurements.

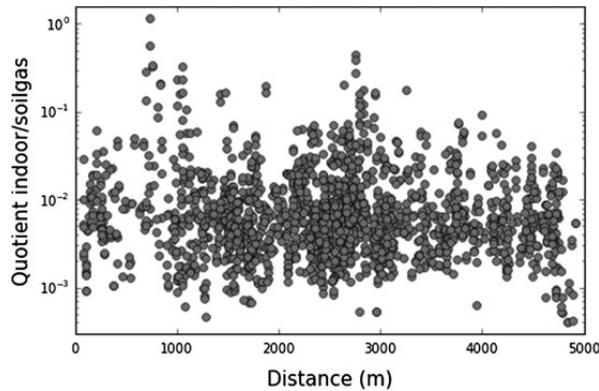


Figure 7. The quotient between interpolated soil gas values (power parameter 23) and indoor values assigned to the distance to the nearest site

factor. The graph looks similar to Figure 1 so the resulting values are only shown in Table 2.

A similar behavior as looking at the prediction using the soil gas values is visible. That strengthens the assumption that the building characteristics have a higher influence than geogenic parameters like the radon activity concentration in soil gas. A higher influence of the soil gas and a lower influence of the building characteristics should lead to similar indoor activity concentration in dwellings which are close together. Again the power parameter reflects the necessity of considering the local distribution. Now the difference between a power parameter of 2.5 and 23 has a small impact on the prediction which can be explained by the tighter local distribution of the measured dwellings compared to the soil gas sites.

Observation of the quotient regarding building characteristics

Within the indoor measurements the building characteristics were determined too. The quotients between the activity concentration in soil gas and indoors was determined again, but divided by certain building characteristics. For the illustration, in Figure 8, the existence of a basement and the base material were chosen as criteria. Differences in the distribution are visible. The first three boxplots reflect the existence of a basement (yes, partially, no). The boxes four to six represent the base material (floor screed, sand, brick).

Looking at the basement it can be seen that dwellings with a partial basement have a higher quotient than dwellings with or without a basement. It would be assumed that the absence of a basement leads to a higher quotient, but it is possible that in that case constructional methods and materials were used, which lead to no higher radon transfer. Looking at the materials it can be seen that bricks have a higher transfer potential than sand or creed. Definite evidence is hard to define, as the boxes overlap each other and also the boxes with low quotients (basement, creed) have a high number of outliers.

Table 2. A list of the different results for predicting the indoor activity concentration by interpolating the indoor measurements using different power parameters for weighting.

Power parameter	Styria			Upper Austria		
	0.5 (%)	2.5 (%)	23 (%)	0.5 (%)	2.5 (%)	23 (%)
>300 Bq/m ³	00	54	53	100	65	56
<300 Bq/m ³	100	85	86	00	58	67
Altogether	50	69	69	50	61	61

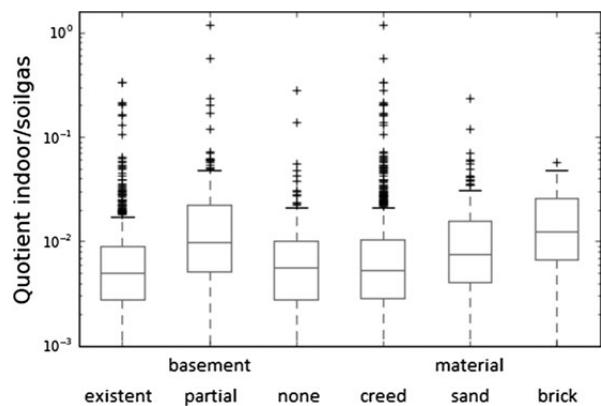


Figure 8. The distribution of the quotient between interpolated soil gas values (power parameter 23) and indoor values illustrated as boxplot representing building characteristics.

CONCLUSION

The establishment of a radon potential map is a complex issue. Within the shown analysis a well measured area was investigated; where the inverse weighting method is supposed to approximately reflect the real distribution of the radon activity concentration in soil gas at the measured dwellings. Using the interpolation method local variations in the radon activity concentration are regarded. A broad dataset of indoor measurements and soil gas measurements directly next to a dwelling with indoor measurements would lead to the most reliable results, but unfortunately such data was not available. Therefore, the interpolation method is the best option to obtain meaningful results regarding the correlation between the different parameters.

The prediction of the indoor values by interpolating the soil gas values is a definite improvement compared to only taking one single value for the radon activity concentration of the whole area (represented in the given analysis by using the low power parameter 0.5 for interpolation, where nearly a mean value is calculated). By interpolating the soil gas values directly at the dwellings, a higher improvement than the available 11% (power parameter 23) would be desirable. It is questionable if the soil gas measurements are too few and too far away from the dwellings. The calculation of the correlation factor between the radon activity concentration in soil gas and indoors shows a dependency regarding only the indoor measurements which lie within a certain distance to the next site of a soil gas measurement.

The evaluation of the calculated quotients between the radon activity concentration in soil gas and indoors shows a comprehensible result. A clear difference can be seen between the two distributions,

which are divided where the reference level is exceeded and where values fall below it. That quotient can be equated with the radon transfer from the soil gas into dwellings. The visible difference can be interpreted as the building itself having much more influence on the resulting radon levels inside than the activity concentration in the soil gas. That conclusion is strengthened by the comparison between the quotients of the activity concentration in soil gas and indoors, where these two parameters show a strong correlation. However, the comparison between the predicted activity concentration in soil gas and the actual indoor values shows no correlation.

That would also mean that a prediction using the interpolated values would probably not rise to a high accuracy with further measurements at more sites. Due to the fact, that the quotient between soil gas and indoor activity concentrations shows such a wide distribution, a prediction of the indoor activity concentration by multiplying the soil gas activity concentration seems not to be a valid instrument. A factor had to be chosen for a real prediction, but that factor varies much within an area. Even if a suitable factor can be chosen for a certain area, it is questionable if it can be used for a different area.

Taking the evaluated building characteristics of the dwellings into account does not lead to significant, but slight differences between different factors. As there are certainly many influencing and interacting factors regarding the constructional characteristics, it is hard to find factors from which a tendency to high radon indoor levels may be derived. So a prediction of the indoor radon activity concentration for a certain building on the basis of the constructional characteristics seems too complex for a practical implementation.

The analysis reflects the complexity of predicting the indoor radon activity concentration. For identification of areas, where the reference level is exceeded by a significant number of dwellings, global parameters have to be taken into account. For a single dwelling only a direct measurement is a secure evaluation.

FUNDING

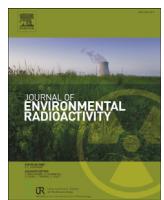
The project's measurements were funded by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management project number BMLFUW-UW 1.1.8/0042-V/7/2010 and 1.1.8/0208-V/7/2012.

REFERENCES

1. World Health Organization. WHO Handbook on Indoor Radon—A Public Health Perspective (Geneva,

A COMPARISON OF RADON INDOOR MEASUREMENTS

- Switzerland: World Health Organization) (2009) ISBN-978-9-241-54767-3.
2. Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013. *Laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation*. Off. J. L57, 1–73 (2013).
 3. Chen, J. *A preliminary design of a radon potential map for Canada: a multi-tier approach*. Environ. Earth Sci. **59**, 775–782 (2016) Doi10.1007/s12665-009-0073-x.
 4. Kemske, J., Klingel, R. and Siehl, A. Das geogene radon-potential. In: Umweltradioaktivität. Siehl, A. Ed. (Berlin, (in German): Reihe Geologie und Ökologie im Kontext, Ernst & Sohn) pp. S179–222 (1996).
 5. Friedmann, H. *Final results of the Austrian Radon Project*. Health Phys. **89**(4), 339–348 (2005).
 6. Friedmann, H. *et al.* *Indoor radon, geogenic radon surrogates and geology—investigations on their correlation*. J. Environ. Radioact. **166**, 382–389 (2017) 10.1016/j.jenvrad.2016.04.028.
 7. Gruber, V. Untersuchung und Evaluierung der geogenen Radon-Aktivitätskonzentration in eiszeitlich-glazialen Ablagerungen in Oberösterreich, Diplomarbeit ausgeführt am Atominstitut der Österreichischen Universitäten (2004).



Indoor radon, geogenic radon surrogates and geology – Investigations on their correlation



H. Friedmann ^{a,*}, A. Baumgartner ^b, M. Bernreiter ^c, J. Gräser ^c, V. Gruber ^c, F. Kabrt ^{b,e}, H. Kaineder ^d, F.J. Maringer ^{b,e}, W. Ringer ^c, C. Seidel ^b, G. Wurm ^c

^a University of Vienna, Faculty of Physics, Nuclear Physics, Währinger Strasse 17, A 1090 Vienna, Austria

^b University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, LLC-Laboratory Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, A 1030 Vienna, Austria

^c AGES – Austrian Agency for Health and Food Safety, Radon and Radioecology, Wieningerstrasse 8, A 4020 Linz, Austria

^d Federal Government of Upper Austria, Environment, Kärntnerstrasse 10-12, A 4020 Linz, Austria

^e BEV – Federal Office of Metrology and Surveying, Arlsgasse 35, A 1160 Vienna, Austria

ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 November 2015

Received in revised form

20 April 2016

Accepted 20 April 2016

Available online 4 May 2016

Keywords:

Radon

Radon potential

Indoor radon

Geogenic radon surrogates

Radon correlated with environmental

parameters

ABSTRACT

The indoor radon concentration was measured in most houses in a couple of municipalities in Austria. At the same time the activity concentration of radium in soil, the soil gas radon concentration, the permeability of the ground and the ambient dose equivalent rate were also measured and the geological situations (geological units) were recorded too. From the indoor radon concentration and different house and living parameters a radon potential (Austrian radon potential) was derived which should represent the radon concentration in a standard room. Another radon potential (Neznaš radon potential) was calculated from the soil gas radon concentration and the permeability. The aim of the investigation was to correlate all the different variables and to test if the use of surrogate data (e.g. geological information, ambient dose equivalent rate, etc.) can be used to judge the radon risk for an area without performing numerous indoor measurements.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The identification of areas with enhanced radon risk is in most cases done by indoor radon measurements. The wide variation of the indoor radon concentrations demands a relatively dense measurement grid, in extreme, every house must be measured. To avoid such costly surveys it would be of main interest to find other indicators for areas with high risk for enhanced indoor radon concentrations. Indoor radon is, aside from construction properties, the result of a high radon concentration and a high permeability below the buildings. Radon (^{222}Rn) is a progeny of radium (^{226}Ra), uranium (^{238}U) resp. and therefore it seems to be obvious to correlate indoor radon with the soil gas radon concentration, the activity

concentrations of uranium and/or radium in soil and the gamma dose rate from the ground. Moreover, it is common that certain rock types/geological units show a characteristic concentration in uranium, thorium, potassium and also grain size, permeability, porosity, hydraulic conductivity are sometimes well known. This raises the question if it is possible to use information from geology and perhaps from dose rate measurements as surrogates to determine the radon risk for areas. With this in mind, systematic investigations concerning the activity concentration of uranium and radium in soil, radon concentration in soil gas, permeability determination, ambient dose equivalent rate measurements and indoor radon concentration were performed in six municipalities in 2 regions in Austria (Upper Austria, Styria).

2. Methods

In three municipalities in Upper Austria the indoor radon concentration was measured in nearly all homes (~680 dwellings). The measurements were performed predominantly in living rooms and bed rooms by the use of SSNTD with an exposure time of 6 months (December/January until June/July). During spring and during

* Corresponding author.

E-mail addresses: harry.friedmann@univie.ac.at (H. Friedmann), a.baumgartner@boku.ac.at (A. Baumgartner), markus.berbreiter@ages.at (M. Bernreiter), valeria.gruber@ages.at (V. Gruber), franz.kabrt@bev.gv.at (F. Kabrt), heribert.kaineder@oeo.gv.at (H. Kaineder), franz-josef.maringer@boku.ac.at (F.J. Maringer), wolfgang.ringer@ages.at (W. Ringer), claudia.seidel@boku.ac.at (C. Seidel), gernot.wurm@ages.at (G. Wurm).

autumn at 60 sites the soil-gas radon concentration, the permeability and the concentration of uranium (^{238}U), radium (^{226}Ra , ^{228}Ra), thorium (^{228}Th), lead (^{210}Pb) and potassium (^{40}K) were determined. Later on the ambient dose equivalent rate 1 m above ground was also measured. The sites could clearly be allocated to geological units. Because the selected municipalities showed a relatively uniform geological situation, next, three municipalities in Styria were selected which have a much more diverse geological background (Fig. 1). There the same types of investigations were made with in total 100 sites for soil analyses (40 during autumn, 60 during spring). Indoor radon concentrations were measured by SSNTD in 960 dwellings (~50% of all dwellings) with an exposure time in most cases of 6 months, half in winter- and half in summertime. From the indoor data a radon potential (RP_A) was calculated as described in (Friedmann, 2005). This RP_A is the annual mean radon activity concentration in a standard room (living room at ground level, no basement, and several other standardized properties of the building and the social circumstances of the inhabitants). The RP_A should represent the geological radon risk for the site of the dwelling or by averaging over the dwellings within a certain area it should represent the (mean) geological radon risk for that area.

Generally, soil samples and soil gas samples could not be taken adjacent to the houses where indoor measurements were performed for different reasons (soil covered by anthropogenic work, permission for taking samples etc.). The selection of the sites was based on a broad variety of geological units in combination with accessibility and undisturbed soil structure.

Soil gas radon was measured with the system used in the Czech Republic (Neznaš et al., 1991): A thin tube (diameter 12 mm) with a separate tip was hammered into the ground then slightly drawn back a few cm leaving the tip in the ground which opens the tube at the end. Firstly 200 ml gas were pumped out and discarded then a 100 ml gas sample was taken and the activity of the sample was measured either by an 'Alpha Guard' (Genitron Instruments) or by an 'Atmos 12 DPX' (Gammadata). Both instruments were calibrated with 100 ml samples of known ^{222}Rn activity because the soil gas samples did not fill the volume of the measurement instruments completely. At each site three measurements were performed at the corners of a triangle with a side length of approx. 1.5 m. A depth of 1.4 m was chosen for the soil gas samples to reduce meteorological influences on the soil gas radon concentration. In case it was

not possible to get soil gas samples from a depth of 1.4 m then a correction was applied by assuming diffusion according to the Fick Law. The diffusion coefficient was taken as $D^* = 5 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ which in combination with the half-life of ^{222}Rn causes a diffusion length of 154 cm (Kemski et al., 1996). Values lower than the mean minus one standard deviation were eliminated for the risk of a dilution of the soil gas by atmospheric gas during the sample drawing. After the elimination of such outliers the mean value was used for further analysis (Kabrt et al., 2015).

From the same sample sources air was pumped out (about 1 L/min.) and the permeability could be computed according to (Damkjaer and Korsbech, 1992) from the measured flow rate, the pressure and the geometric parameters of the sampling probe (Seidel et al., 2011).

$$Q = F \cdot \left(\frac{k}{\mu} \right) \cdot \Delta p \quad (1)$$

Q	flow rate (m^3/s)
k	permeability (m^2)
Δp	pressure difference (Pa)
μ	air viscosity ($1.75 \cdot 10^{-5} \text{ Pa s}$)
F	formfactor

$$F = \frac{2\pi l}{\ln \left(\frac{2l}{d} \sqrt{\frac{4D-l}{4D+l}} \right)} \quad (2)$$

l	length of the sampling probe (m)
d	diameter of the sampling probe (m)
D	depth below surface (m)

Similar to the radon concentration in the soil gas the mean value for the permeability was used for the investigations.

From the soil gas radon concentration and the permeability another radon potential (RP_N) was calculated according to (Neznaš et al., 2004; Neznaš and Neznaš, 2005) as

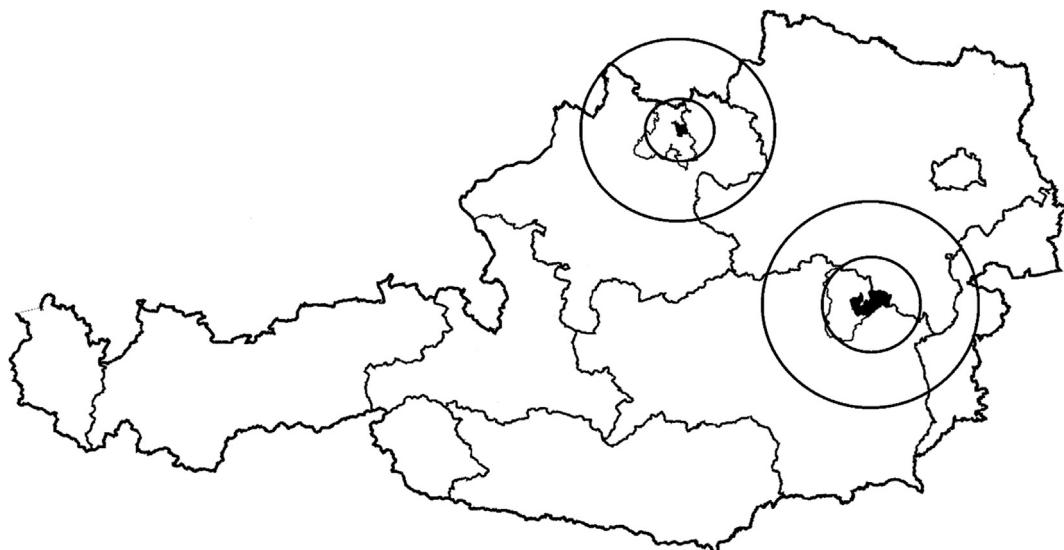


Fig. 1. Locations of the investigated areas in Austria.

$$RP_N = \frac{-C}{\log_{10}(k) + 10}, \quad (3)$$

with C the equilibrium concentration of radon in soil gas in kBq/m³ (concentration far from the surface) and k the permeability in m². The RP_N for an area was again computed as the average of the RP_N results from all investigated sites in the area.

Soil samples were taken from the center of the triangle where the soil gas measurements were performed usually from depths between 40 and 80 cm and analyzed by gamma spectroscopy (HP-Ge detector) in the lab. The results are derived from one sample per site and are referred to dry mass (dried at 105 °C for 24 h). In addition the ambient dose equivalent rates were measured at the sample sites on 1 m high above ground.

The goal of these investigations is to find correlations between these different data sets and to correlate them with geological information. A crucial point is to decide which resolution for geological maps is appropriate for such investigations. Within this work two different analyses were performed, one based on a geological map on a scale 1:500,000, the second, on a map 1:50,000. This leads to 9 resp. 30 different geological areas in Styria and 2 resp. 8 different geological areas in Upper Austria. From all 11 geological areas in the 1:500,000 map soil-gas and soil samples could be drawn, but indoor data were available from only 6 areas. From the 38 different geological areas in the 1:50,000 map only in 26 areas soil samples could be drawn and only in 24 areas indoor measurements could be performed because of the partly alpine structure of the municipalities.

3. Results

Table 1 summarizes all available data ordered by the 11 different geological units in a geological map on a scale of 1:500,000 in the investigated area. The mostly populated areas in Styria were in the valleys, thus, the largest part of indoor data are from houses situated upon alluvial sediments. In Upper Austria the largest part of houses is situated in the Migmatite areas of the Bohemian massif.

The same approach was applied when using the 1:50,000 geological map. A reduction in the significance of the results for each geological unit can be expected because of the reduction of the number of measurements within a geological unit; however, the main geological units had sufficient data at least for the indoor measurements. But the concentration of settlements on sediments does not allow gaining much additional information. The finer structure comprises 30 geological units, but only in 18 units soil samples were taken and in only 24 units indoor measurements are available.

A first overview reveals in most cases roughly a radioactive equilibrium between ²³⁸U and ²²⁶Ra when taking into account a measurement uncertainty between 10 and 20%. Only in a few cases the uranium concentration was significant lower than the radium concentration (**Fig. 2**). It can be assumed that the non-equilibrium at some sites is a consequence of the solubility of the uranyl-salts (UO₂-group, VI-oxides) in water. For the analysis in this paper only the activity concentration of radium in soil is taken into account.

Main attention is given to the radon concentration in soil gas which besides of the house construction should be the most important parameter concerning the indoor radon concentration. **Fig. 3** shows the geological units according to the 1:50,000 model ordered by their mean indoor radon concentration in a box-whisker-plot. There are a number of different geological units with very similar radon concentrations in soil gas, but unfortunately similar geological units often show very different

concentrations in soil gas.

It can be seen from **Fig. 4** that not only the radium concentration controls the radon concentration in soil gas. The deviations from a linear relation cannot be explained by differences in the permeability. Thus, it can be assumed that the integration of the radium atoms in the soil grains and their size is responsible for a large part of the variation of the radon concentration in the soil gas. But also the ambient dose equivalent rate 1 m above ground, corrected for the cosmic contribution (dependent from the height above sea level) (Murith and Gurtner, 1994; Bouville and Lowder, 1988), only explains half of the variances (see **Fig. 5**). The influences of other radionuclides like ⁴⁰K and the members of the thorium decay chain can be assumed as further confounder.

The essential point, however, concerns the indoor radon concentration and if it is possible to predict mean indoor radon concentrations from surrogate data, e.g. soil gas radon concentration or radium concentration in the soil or even ambient dose equivalent rate. For the analysis the annual mean radon concentration but also the radon potential (RP_A) is used, to characterize the indoor radon concentration. As explained in (Friedmann, 2005) the RP_A is a measure to describe the availability of radon from the ground without the influence of the construction type of a house. **Fig. 6** shows the relation between radon soil gas concentration and annual mean indoor concentration as well as the RP_A in the different geological areas.

One would assume a monotone increase of the indoor radon concentration and the radon potential with the radon concentration in the soil gas, but unfortunately this is not the case as can be seen in **Fig. 6**. The permeability of the ground was not taken into account in **Fig. 6**, but this is done by the Nezna-Potential RP_N as defined in (3) (see **Fig. 7**).

While RP_A is derived from the indoor data, RP_N is directly connected with the soil gas radon concentration. Thus, RP_A correlates with the indoor data and RP_N correlates with the soil gas data extremely good (coefficient of determination R² = 0.92). But, a good correlation between RP_A and RP_N exists only above a soil gas radon concentration of approx. 60 kBq/m³:

$$RP_A = 4.3 \cdot RP_N - 19.5 \quad (R^2 = 0.72). \quad (4)$$

Neither the radon concentration in the soil gas nor the activity concentration of radium in soil gives a good correlation with the indoor radon concentration. Better correlations could be achieved when summarizing several geological units into groups. According to **Fig. 3** the four lowest units formed group 1, the next eight units formed group 2, then the next seven units formed group 3 and 'coarse gneiss' represents group 4. The highest soil-gas concentration is group 5, however, in these geological units no indoor data exist. In addition two further groups were formed, one including 'pearly gneiss' and the other 'Altenberger granite' from the investigations in Upper Austria, from where sufficient soil gas radon and indoor radon measurement are available. Generally, much better correlation could be achieved between soil gas radon concentration, RP_N, RP_A and indoor radon concentration (R² between 0.71 and 0.82). A slight change of the boundaries between group 1 and 2 or 2 and 3 resp. does not change the results.

At least, rank correlation analyses were applied to find a qualitative relation between the different variables. Under the assumption that all used parameters are log-normally distributed, the logarithm of the data can be tested by the Pearson Rank Correlation Coefficient r:

$$r = \frac{\text{Cov}(x, y)}{\sqrt{\text{Var}(x)} \sqrt{\text{Var}(y)}}. \quad (5)$$

Table 1

Summary of all data based on the geological map 1:500,000. Units: radon (^{222}Rn) in soilgas in kBq/m³, uranium (^{238}U) in Bq/kg, radium (^{226}Ra) in Bq/kg, ambient dose equivalent rate H* in $\mu\text{Sv}/\text{h}$, RP_A in Bq/m³. The uncertainties in parenthesis represent only the uncertainty of a single measurement.

Geology	Parameter	Number	Geom. mean	Arithm. mean.	Stand. dev. mean	Stand. deviation
Volcanic rock	Rn soil gas	5	52.6	53.8	5.5	11.0
	U	5	47.2	52.0	9.7	19.4
	Ra	5	32.9	34.0	4.0	8.0
	H*	5	0.12	0.12	0.01	0.01
	Permeability	5	1.2E-11	1.3E-11	2.9E-12	5.7E-12
	Indoor Rn conc.	0				
	RP _A	0				
	RP _N		61			
	Rn soil gas	16	27.0	51.0	12.1	46.9
	U	15	27.7	30.7	3.2	11.8
Mainly carbonate rock	Ra	15	32.4	34.7	3.1	11.5
	H*	17	0.1	0.10	0.01	0.02
	Permeability	16	4.7E-12	9.2E-12	1.9E-12	7.3E-12
	Indoor Rn conc.	56	189	276	188	369
	RP _A	54	244	361	66	477
	RP _N		49			
	Rn soil gas	1	110.0	110.0	(13)	
	U	1	49.0	49.0	(7)	
	Ra	1	64.0	64.0	(6)	
	H*	1	0.13	0.13		
Carbonate rock, graywacke	Permeability	1	2.0E-11	2.0E-11		
	Indoor Rn conc.	0				
	RP _A	0				
	RP _N		157			
	Rn soil gas	13	148.2	218.2	65.7	227.7
	U	11	36.3	44.5	8.1	25.7
	Ra	12	50.6	62.5	10.0	33.2
	H*	13	0.14	0.15	0.01	0.02
	Permeability	13	6.3E-12	1.0E-11	1.8E-12	6.3E-12
	Indoor Rn conc.	7	235	353	120	293
Orthogneiss	RP _A	7	294	396	134	328
	RP _N		221			
	Rn soil gas	2	24.0	24.0	4.0	4.0
	U	2	20.0	20.5	4.5	4.5
	Ra	2	22.0	22.0	3.0	3.0
	H*	2	0.10	0.10	0.01	0.01
	Permeability	2	2.6E-13	5.0E-12	5.0E-12	5.0E-12
	Indoor Rn conc.	0				
	RP _A	0				
	RP _N		18			
Paragneiss (predominantly)	Rn soil gas	22	46.3	54.4	6.5	30.0
	U	19	25.3	33.2	6.1	26.0
	Ra	19	30.7	34.7	3.7	15.7
	H*	17	0.11	0.12	0.01	0.03
	Permeability	22	7.1E-12	1.1E-11	1.3E-12	5.9E-12
	Indoor Rn conc.	173	176	316	32	423
	RP _A	172	249	417	37	482
	RP _N		56			
	Rn soil gas	5	80.9	83.8	10.4	20.8
	U	5	28.3	38.0	15.9	31.9
Marl, sand, gravel, limestone	Ra	5	36.5	38.0	5.8	11.7
	H*	5	0.11	0.11	0.01	0.01
	Permeability	5	4.2E-12	9.3E-12	4.4E-12	8.8E-12
	Indoor Rn conc.	72	132	213	30	255
	RP _A	72	198	319	50	417
	RP _N		81			
	Rn soil gas	2	43.5	55.5	34.5	34.5
	U	1	44.0	44.0	(9)	
	Ra	1	43.0	43.0	(4)	
	H*	2	0.10	0.10	0	0
Siliciclastics, porphyry (generally metamorphic)	Permeability	2	3.5E-12	1.0E-11	9.7E-12	9.7E-12
	Indoor Rn conc.	3	70	87	40	56
	RP _A	3	110	148	80	113
	RP _N		56			
	Rn soil gas	33	44.0	65.3	11.9	67.1
	U	31	25.6	30.3	3.6	19.8
	Ra	31	37.9	40.0	2.7	14.8
	H*	33	0.11	0.11	<0.01	0.02
	Permeability	33	5.3E-12	8.9E-12	1.1E-12	6.2E-12
	Indoor Rn conc.	652	147	232	11	289
Alluvium (quaternary)	RP _A	633	201	298	13	331
	RP _N		62			

(continued on next page)

Table 1 (continued)

Geology	Parameter	Number	Geom. mean	Arithm. mean.	Stand. dev. mean	Stand. deviation
Granitoid (South Bohemian Pluton); carboniferous	Rn soil gas	15	83.0	92.1	12.1	45.1
	U	8	52.8	56.8	9.0	23.9
	Ra	8	50.5	55.5	10.6	27.9
	H*	15	0.18	0.18	<0.01	0.03
	Permeability	15	1.4E−12	3.6E−11	1.7E−11	6.4E−11
	Indoor Rn conc.	101	240	377	38	375
	RP _A	95	261	378	36	349
	RP _N		209			
Migmatite (Bohemian Massif)	Rn soil gas	45	93.6	107.5	8.2	54.3
	U	22	52.8	53.7	2.2	10.2
	Ra	22	47.2	48.3	2.3	10.7
	H*	45	0.16	0.17	<0.01	0.03
	Permeability	45	1.6E−12	2.5E−11	7.8E−12	5.2E−11
	Indoor Rn conc.	575	207	326	14	345
	RP _A	544	231	363	18	409
	RP _N		177			

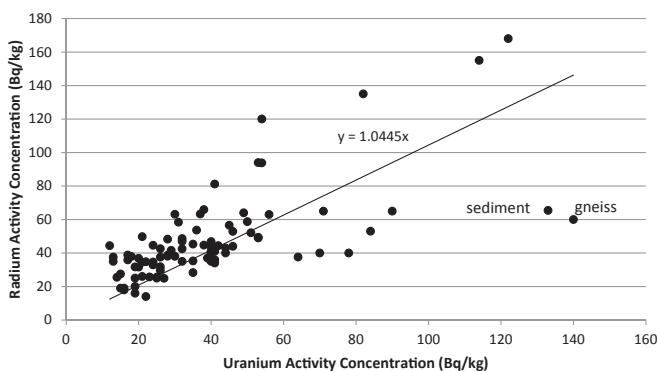
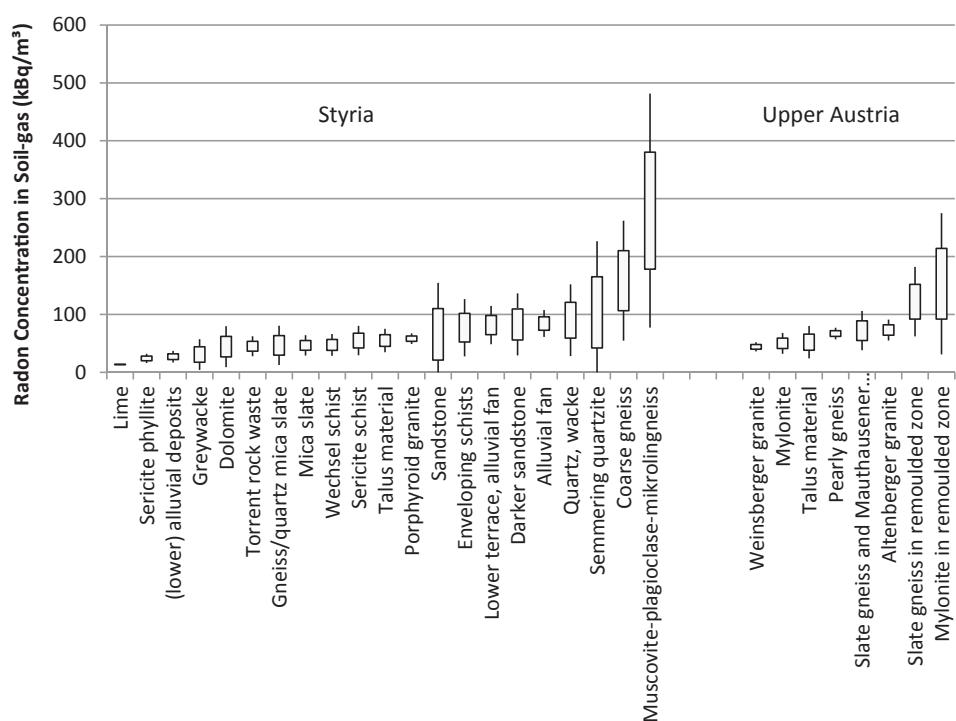
**Fig. 2.** Radium activity concentration versus uranium activity concentration in soil samples. The geology of the samples with the highest uranium concentrations is indicated.

Table 2 gives the results for the logarithmic mean of the above defined groups including 'pearly gneiss' and 'Altenberger granite' but without any discussion about the significance, just to compare the numbers.

In addition, the Spearman Rank Correlation Coefficient was used to be independent from any assumed distribution of the data. For this analysis the 5 + 2 groups as discussed above were used. The results can be seen in **Table 3**. In four cases a significance level of 5% could be reached.

Not surprising is the good correlation between indoor radon and RP_A, and soil gas radon and RP_N. But there is also a good correlation between radium in the soil and indoor radon as well as RP_A, respectively.

In a final attempt a sort of scoring procedure was tested. The geological units were divided in three classes separately for the variables soil-gas radon concentration (limits: 40 kBq/m³, 100 kBq/

**Fig. 3.** Geological units (geological model 1:50,000) ordered by their radon concentration in soil gas. The box represents one standard deviation, while the whisker characterizes the two standard deviation range.

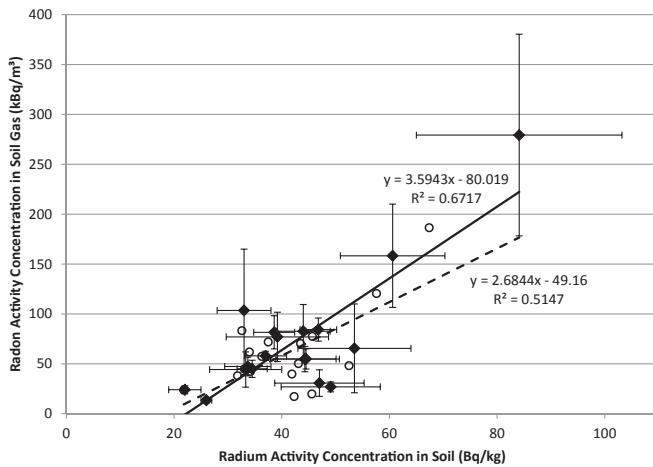


Fig. 4. Radon concentration in soil gas versus radium activity concentration in soil. Arithmetic means: full diamonds with uncertainties and a linear regression indicated by a full line; geometric means: open circles and a linear regression indicated by a broken line.

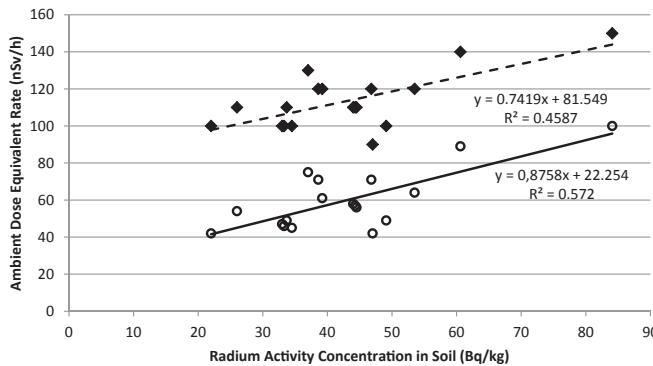


Fig. 5. Ambient dose equivalent rate 1 m above ground versus radium concentration in soil (diamonds: direct measurements results with broken regression line; open circles: for cosmic radiation corrected dose-rates and full regression line).

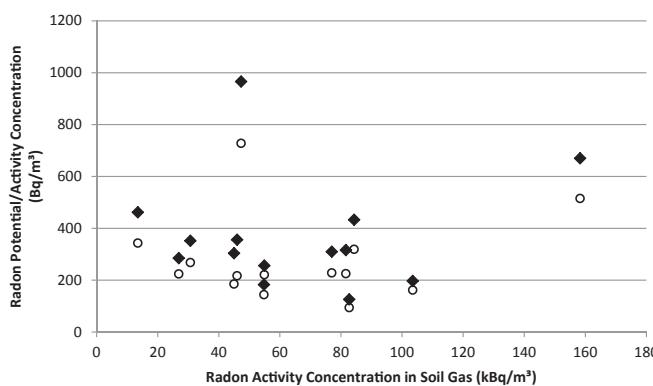


Fig. 6. Mean indoor radon concentration (circles) and mean RP_A (full diamonds) for different geological areas versus soil gas radon concentration.

m³), activity concentration of radium in soil (limits: 30 Bq/kg, 60 Bq/kg), ambient dose equivalent rate (limits: 50 nSv/h, 80 nSv/h) and permeability (limits: 5 · 10⁻¹² m², 1.8 · 10⁻¹¹ m²). The introduced class limits were chosen more or less arbitrary just by viewing at the ordered mean values like in Fig. 3 for soil gas radon and Fig. 8 for ambient dose equivalent rate. The class limits were chosen to have at least more than 3 geological units within one class or where

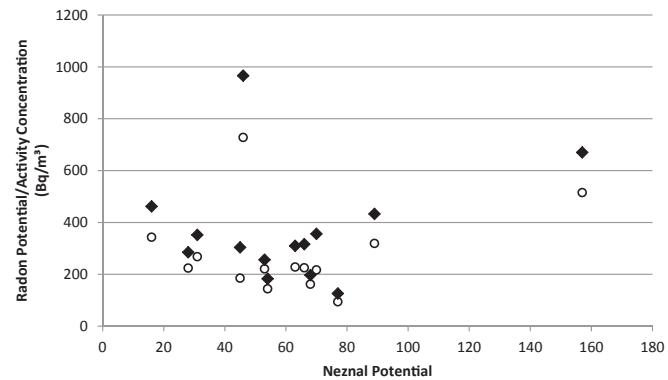


Fig. 7. Mean indoor radon concentration (circles) and mean RP_A (full diamonds) for different geological areas versus Neznal Potential (RP_N).

Table 2

Pearson Rank Correlation Coefficient for the logarithmic data.

Log. values	Rn soil	Rn soil gas	Amb. dose	RP _A	RP _N
Rn soil-gas	0.84				
H*	0.76	0.96			
RP _A	0.99	0.90	0.85		
RP _N	0.85	1.00	0.95	0.92	
Rn indoor	0.96	0.91	0.89	0.99	0.94

Table 3

Spearman Rank Correlation Coefficient. Shaded fields mean significance on a 5% level.

	Ra soil	Rn soil-gas	Amb. dose	RP _A	RP _N
Rn soil-gas	0.36				
H*	0.71	0.46			
RP _A	0.94	0.54	0.61		
RP _N	0.64	0.89	0.71	0.83	
Rn indoor	0.89	0.37	0.57	0.94	0.77

in the distribution a gap seems to appear. These classes were compared with the RP_A as can be seen in Table 4. For some geological classes no or only very few indoor measurements were available. For geological units with more than 10 indoor measurements the agreement is quite satisfactory.

4. Discussion

Even the knowledge of soil-gas radon concentration, the radium/uranium concentration in soil, the permeability of the soil and the ambient dose equivalent rate does not allow a definitive radon risk classification for a geological area. These variables give indications for the radon risk and if all of these variables point approximately to the same radon risk (class) then it is a strong sign for a correct estimation. At least they can represent a fast method to obtain a first overview over the area and where further time expensive indoor measurements are reasonable to carry out. However, a question remains: Can the behavior of the different geological units as investigated in Styria and Upper Austria be extrapolated to similar geological units in other parts of the country or even to other countries. In other words, which geological units are so uniformly composed that without any further investigation it is possible to predict the geogenic radon risk from studies in similar geological units relative far away? Even if only a few of such lithological formations exist then some areas could be judged without any measurements. Especially, when high risk areas (radon prone areas) could be identified, then the measurements can be restricted

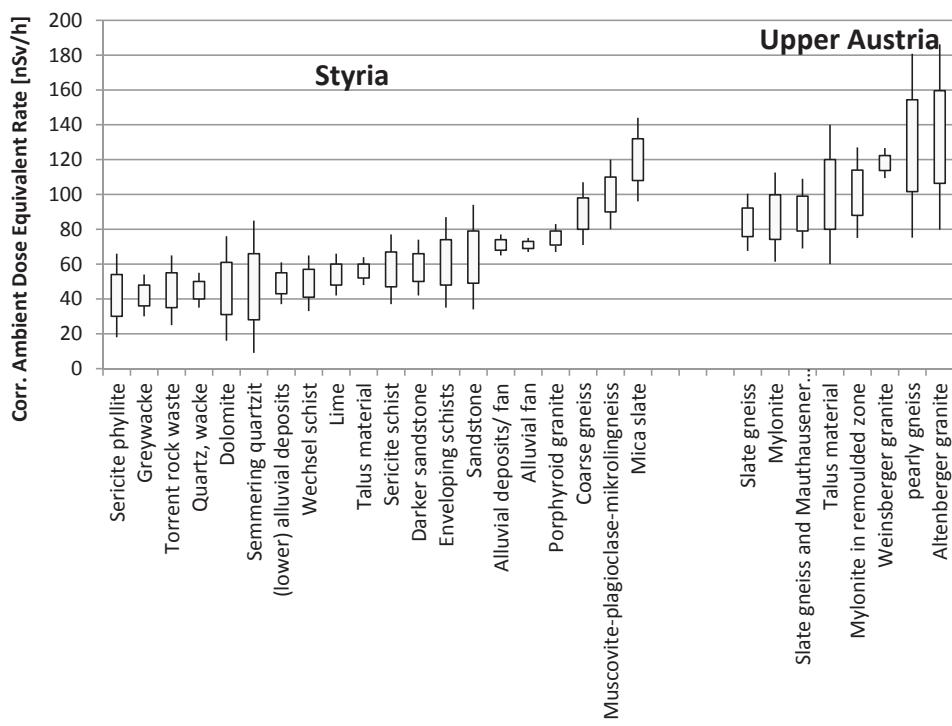


Fig. 8. Ambient dose equivalent rate corrected for cosmic radiation for different geological units. The box represents one standard deviation, while the whisker characterizes the two standard deviation range.

Table 4

Geological units as indicated in the 1:50,000 map where measurements of soil radioactivity and ambient dose equivalent rates could be performed. These geological units were classified according to radon concentration in soil gas (Rn), radium activity concentration in soil (Ra), ambient dose equivalent rate (H^*) and permeability (Perm). For comparison the RP_A class as introduced in (Friedmann, 2005) is given. For both procedures the numbers of measurements are given (the second row gives the number of measurement sites for Rn, Ra and H^* and the seventh row gives the number of measured dwellings in the relevant geological units).

Geological unit	Number	Rn	Ra	H^*	Perm	Number	RP _A
Dolomite	3	1	2	1	2	1	3
Sericite phyllite	2	1	2	1	1		
Mica slate	2	2		3	2	8	3
Coarse gneiss	6	3	2	3	2	17	3
Alluvial fan	10	2	2	2	2	207	3
Muscovite-plagioclase-mikrolingneiss	8	3	3	3	2		
Semmering quartzite	2	3	2	1	1	25	1
Greywacke	3	1	2	1	2	13	2
Porphyroid granite	4	2	2	2	2		
Talus material	13	2	2	2	2	131	2
Sericite schist	4	2	2	2	2	30	1
Enveloping schists	5	2	2	2	2	42	2
Quartz, wacke	1	2		1	1		
Lower terrace, alluvial deposits/fan	7	2	2	2	2	107	2
Lime	2	1	1	2	2	4	3
Torrent rock waste	4	2	2	1	2	40	2
(lower) alluvial deposits	14	1	2	1	2	267	2
Darker sandstone	3	2	2	2	2	3	2
Gneiss/quartz mica slate	2	2			2	1	2
Sandstone	2	2	2	2	3		
Wechsel schist	4	2	2	1	2	6	3

The bold numbers are the classification results from different investigated parameters (Rn, Ra, H^* , Perm, RP_A).

to areas without clear information, in particular to prove that certain areas are at or not at radon risk. Here has to be taken into account that the radon risk refers to the radon indoor activity concentration reference level. So in determining the radon risk of an area it is not that important which precise indoor activity concentration is expected if the value goes clearly below or exceeds the reference level by far.

Future investigations will show to what extend the results of

these studies can be used to classify other areas of the country without or at least with only few and cheap measurements.

Acknowledgement

The investigations were funded by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management.

References

- Bouville, A., Lowder, W.M., 1988. Human population exposure to cosmic radiation. *Radiat. Prot. Dosim.* 24, 293–299.
- Damikjaer, A., Korsbech, U., 1992. A small-diameter probe for in situ measurements of gas permeability of soils. *Radiat. Prot. Dosim.* 45, 85–89.
- Friedmann, H., 2005. Final results of the Austrian radon project. *Health Phys.* 89 (4), 339–348.
- Kabrt, F., Baumgartner, A., Maringer, F.J., 2015. Study of parameters relevant for a better prediction of the radon potential. *Accept. Appl. Radiat. Isot.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.apradiso.2015.11.096>.
- Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., 1996. Das geogene radon-potential. In: Siehl, A. (Ed.), Umweltradioaktivität - 179–222, Reihe Geologie und Ökologie im Kontext. Ernst & Sohn.
- Murith, C., Gurtner, A., 1994. Mesures in situ et irradiation externe. In: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz, Jahresbericht 1993.
- Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Bern, Switzerland.
- Neznař, M., Neznař, M., Šmarda, J., 1991. Radon infiltration risk from the ground in Chaby, Prague. In: Barnet, I. (Ed.), Radon Investigations in Czechoslovakia, vol. 2. Czech Geological Survey, Prague, pp. 34–39.
- Neznař, M., Neznař, M., Matolin, M., Barnet, I., Miksová, J., 2004. The New Method for Assessing the Radon Risk of Building Sites. Czech Geol. Survey Special Papers, 16, Czech Geol. Survey, Prague, pp. 7–13. <http://www.radon-vos.cz/pdf/metodika.pdf>.
- Neznař, M., Neznař, M., 2005. Permeability as an important parameter for radon risk classification of foundation soils. *Ann. Geophys.* 48 (1) <http://dx.doi.org/10.4401/ag-3192>.
- Seidel, C., Baumgartner, A., Ringer, W., Gräser, J., Friedmann, H., Kaineder, H., Maringer, F.J., 2011. Soil gas radon measurements in a region of the Bohemian Massif: investigations in the framework of an Austrian pilot study. *Radiat. Prot. Dosim.* 145 (2–3), 329–332. <http://dx.doi.org/10.1093/rpd/nqr089>.

INTRODUCTION AND TESTING OF A SIMPLIFIED METHOD FOR THE EVALUATION OF THE RADON EMANATION

F. Kabrt^{1,*}, A. Baumgartner¹, M. Stietka¹ and F.J. Maringer^{1,2}

¹University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Prueflabor fuer Umweltradioaktivitaet und Strahlenschutz, Low-Level Counting Laboratory Arsenal, Arsenal 214, A-1030 Vienna, Austria

²BEV—Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, A-1160 Vienna, Austria

*Corresponding author: franz.kabrt@mailz.at

The radioactive noble gas radon is identified as the highest risk factor for lung cancer after smoking. The exhalation of radon from building materials can contribute to the radon indoor activity concentration. Therefore, the emanation of radon might be a crucial factor. It is defined as the release of radon from the solid soil matter into the pore space of the material. This article describes a new on-site measurement method for the emanation of radon from building materials at industrial sites. Therefore, a closed vessel with sample material and a passive radon detector inside is used to measure the integrated build-up-curve of the activity concentration. Additionally, a brief overview on existing radon emanation measurement methods is given.

INTRODUCTION

The radioactive noble gas radon and its progenies are with 54% the biggest contributor to the mean annual effective dose of the Austrian population⁽¹⁾. The WHO identified radon as the highest risk factor for lung cancer after smoking⁽²⁾. Radon (^{222}Rn) is generated in the natural decay chain of uranium. Building materials can contain naturally occurring radionuclides such as radon. The exhalation of radon from these building materials can contribute to the indoor radon activity concentration. So the emanation of radon might be a crucial factor, for estimating the exhalation of a specific material.

The radon exhalation is the release of radon from a material into the ambient air. In contrast, the emanation is the release from the grain into the pore volume of the material⁽³⁾. The emanation is influenced by the bonds of the parent nuclides and the grain size distribution. The distance between the grain surface and the decaying radium atoms has to be less than the alpha-recoil or the diffusion range of radon atoms. Humidity can increase the radon emanation by absorbing the energy of the radon atoms from the alpha-recoil, so that they can easily diffuse from the grain water into the pore volume. Reducing the grain size also leads to an increase of the emanation⁽³⁾. Frequently, the emanation coefficient is used to quantify the emanation. This is the ratio of the radium activity to the emanated radon activity of a material. The exhalation rate is typically given in units of activity per time and area. It depends on the geometry of the sample, whereas the emanation is independent from the geometry and is therefore given in units of activity per time and mass.

Overview of existing methods

Various methods for the measurement of the emanation of radon already exist, so a brief overview of methods used in other studies is given. Within the study from Hafez *et al.*⁽⁴⁾ dried and pulverized sample material was filled into cups with detectors placed in the middle and above the material, as well as in the method from Savidou *et al.*⁽⁵⁾ the samples were crushed into pieces smaller than 1 cm, so that all radon entering the pore space exhales into the chamber. Out of the chamber with sample material, the air was extracted and filled into a scintillation chamber, whereby a filter was used to avoid the dissemination of radon progenies. Within a study of Bossew⁽⁶⁾ the material was filled into the measurement chambers together with activated charcoal absorbers collecting the emanated radon for several weeks. Afterwards the charcoal containers were recovered for gamma-ray spectrometry of the radon progenies. Baixeras *et al.*⁽⁷⁾ used 11 plastic cans, which were filled ~60% with soil. Kodak LR 115-II films were fixed inside the can before closing it for 15–23 days exposure time. Lavi *et al.*⁽⁸⁾ used radon chambers and charcoal canisters intended for ^{214}Pb and ^{214}Bi gamma spectroscopy. In the study of Ferry *et al.*⁽⁹⁾ rock samples were encased by a polymer resin layer. The radon could exhale out of the resin from one side only. A sample was placed in a test chamber, which was attached to the diffusion window of an AlphaGuard measuring device. In the exhalation measurement method of Al Jarallah *et al.*⁽¹⁰⁾, a sample was placed in a 50.51 cylindrical emanation container together with an AlphaGuard. The measurements were conducted in 1 h cycles for a

period of 50 h. The radon activity build-up-curve was fitted to determine the equilibrium activity.

MATERIALS AND METHODS

For simplified on-site measurements of the radon activity concentration from a material, the sample material is placed inside a desiccator and the radon activity concentration inside measured with a passive radon detector. With the knowledge of the build-up curve inside the desiccator and the measurement result of the detector, which represents the integral of the curve, the emanation can be calculated. In principle, such a method gives the exhalation from the sample material. For a measurement of the emanation with the described method, the radon activity concentration in the ambient vessel air has to be the same as in the pore volume. This condition can be achieved by the use of a pulverized sample material. In that state, it can be assumed that radon easily escapes from the grains. The emanation depends on the grain size. A larger grain size results in a lower emanation. For building materials, the maximum emanation is of interest. It can be assessed by the measurement of a pulverized material. This leads to an equilibrium of the activity concentration between the air in the pore space and the air in the vessel. In that manner it is also possible to determine the emanation with an exhalation measurement. The high radon diffusion length of 155–195 cm, e.g. dry sand⁽³⁾ or 17–174 cm for different building materials⁽¹¹⁾, compared to the few centimetres filling height of the sample material, proofs that possibility. A further assumption is that the back diffusion of a pulverized material is small enough to be neglected. Under the premise that the source volume is much smaller than the container volume, these assumptions are in accordance with Abo-Elmagd's⁽¹²⁾ study of the exhalation from ceramic tiles.

For the determination of the back diffusion and the leakage rate of the measuring system a Canary Pro measuring device inside a desiccator was used. The Canary Pro is a small, handheld diffusion chamber based on silicon photo-diodes with a lower detection limit >5 Bq/m³ and an upper display limit of 9999 Bq/m³. Hereby the build-up-curve of the radon activity concentration was determined. For the fitting of the data the programming language Python was used, especially the curve fit function from SciPy (Scientific Computing Tools for Python), in which also the measurement uncertainty is considered as input.

Description of the radon activity concentration within a vessel

According to Chao *et al.*⁽¹³⁾ and Abo-Elmagd⁽¹²⁾, the radon activity concentration in a closed vessel

can be described with equation (1)—its solution is shown in equation (2).

$$\frac{d}{dt}C = -\lambda C - \lambda_l C - \lambda_b C + E_0 + \lambda_l C_0 \quad (1)$$

Here, C is the activity concentration in the container, λ is the decay constant of radon, λ_l is the leakage rate, λ_b is the back diffusion, E_0 is the emanation and C_0 describes the activity concentration in the container at the beginning of the measurement.

$$C = \left(C_0 - \frac{E_0 + \lambda_l C_0}{\lambda + \lambda_l + \lambda_b} \right) (e^{-(\lambda + \lambda_l + \lambda_b) * t}) + \frac{E_0 + \lambda_l C_0}{\lambda + \lambda_l + \lambda_b} \quad (2)$$

Determination of the leakage rate

A desiccator with radon sources inside was placed inside a radon calibration barrel of Genitron Ltd. Outside the desiccator and inside the calibration barrel a Canary Pro device was set up.

Figure 1 shows the radon activity concentration inside the radon calibration barrel for three different set ups during 3 weeks. For 1 week, the Canary Pro monitored the radon activity concentration of the empty calibration barrel to check for a former contamination. Afterwards, the desiccator with the radon sources inside was placed inside the calibration barrel, so that the Canary Pro measured the leaked radon from the desiccator. After another week the desiccator was opened to simulate the maximum possible leakage. In the first two sections, the horizontal lines indicate the mean value of the corresponding section. A mean activity concentration of 6 ± 7 Bq/m³ for the first and 4 ± 6 Bq/m³ for the second week was determined. No significant increase of the radon activity concentration could be

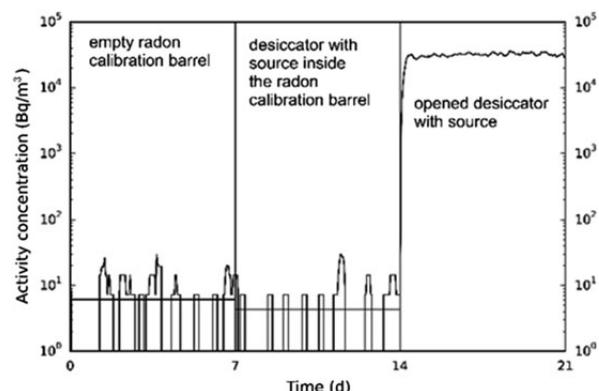


Figure 1. Radon activity concentration measurement inside the radon calibration barrel.

INTRODUCTION AND TESTING OF A SIMPLIFIED METHOD

detected. The volume of the barrel is 0.2 m^3 and the desiccator volume is 0.003 m^3 . In the desiccator the activity concentration reached $31\,075 \text{ Bq/m}^3$. A leakage as low as 1% would result in an activity concentration of $\sim 4.7 \text{ Bq/m}^3$ in the calibration barrel. From these results, it can be concluded that the measuring system has a sufficient radon tightness.

Determination of the back diffusion

The set-up for the determination of the back diffusion consists of a desiccator with sample material and the Canary Pro inside. The build-up-curve of the radon activity concentration was measured and fitted.

The measurements were carried out for different amounts of sample material. The result for 45 g sample material is shown in Figure 2. The continuous line is the fitted curve, the dashed line is the curve without considering the back diffusion and the dotted line is the initial slope, which is equivalent to the emanation. At the very beginning of the build-up-curve, the initial slope is strongly affected by uncertainties due to the counting statistics at low levels of radon. The initial slope, which is shown in Figure 2, results from the fit considering the whole range of measurement data. Therefore, the measurement uncertainties at the beginning of the measurement influence the resulting initial slope far less compared to a calculation of the initial slope using only the measurement values at the beginning.

The dependence of the calculated back diffusion and emanation on the database used for the fit is investigated in Figure 3. The extend of the used data was varied. For example, in Figure 3 the back diffusion value at 3 days shows the fitted result without considering the first 3 days of measurement. The back diffusion values are distributed around zero.

In the next step, the data is fitted again, but now the back diffusion is neglected. Table 1 gives a

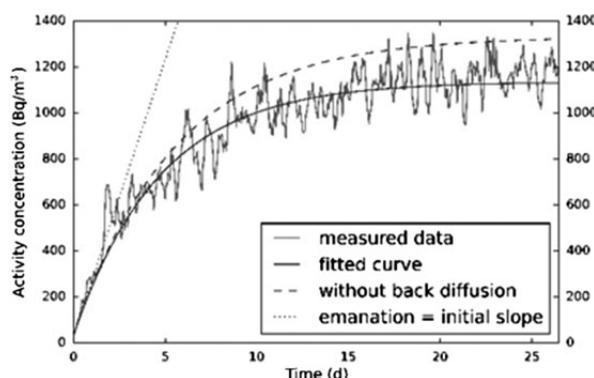


Figure 2. The build-up curve of the radon activity concentration.

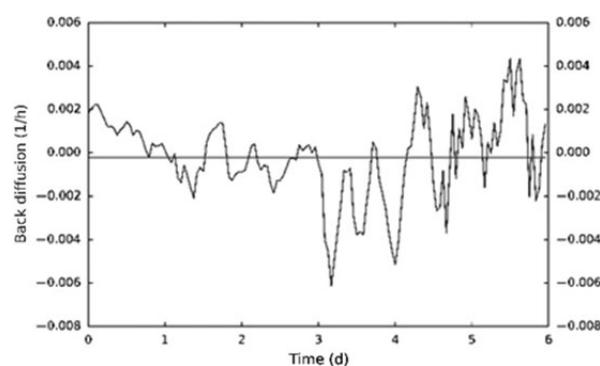


Figure 3. Back diffusion depending on the used data. The x-axis shows the time which is disregarded from the beginning of the measurement.

Table 1. Comparison of the emanation calculated with and without consideration of back diffusion.

Mass (kg)	Emanation (Bq/kg/d)	Back diffusion (1/h)	Emanation $\lambda_b = 0$ (Bq/kg/d)
0.045	14.06	1.3×10^{-3}	12.44
0.048	9.50	-2.3×10^{-3}	11.63
0.090	10.56	5.9×10^{-4}	11.18
0.135	13.05	1.8×10^{-3}	11.35
Mean	11.79	3.7×10^{-4}	11.65
St. deviation	1.84	1.6×10^{-3}	0.48

comparison with the results of the previous fits considering a back diffusion.

The results show that the standard deviation of the mean emanation is lower for neglecting the back diffusion. Finally, as the results indicate that the back diffusion is around zero, it is neglected for the following simplified on-site measurement procedure.

The sample material has a grain size of $\sim 100 \mu\text{m}$ (more than 50% are smaller than $100 \mu\text{m}$). For a material with grain sizes up to 1 mm the back diffusion could not be neglected. So for simplified on-site measurements, a pulverized material with a grain size of $\sim 100 \mu\text{m}$ is recommended.

RESULTS AND DISCUSSION

For the simplified measurement method, a radon detector and 100 g (grain size smaller than $100 \mu\text{m}$) material are placed inside a desiccator, which is sealed with grease. The measurement duration should agree with the measurement sensitivity of the detector. A sample mass of 100 g was chosen as the air volume is much larger than the volume of the sample material.

Table 2. Results of the radon activity concentration using the simplified method.

Measuring time (h)	Exposure (kBqh/m ³)	Emanation (Bq/d/kg)
30 days	505	886 ± 114
60 days	837	1753 ± 214

Calculating the emanation with the simplified method

The emanation (Bq/kgh) is calculated according to equation (3). D is the measured exposure of the radon detector (Bqh/m³), t the measuring time (h), V the desiccator's volume (m³), m the sample mass (kg) and λ the radon decay constant (1/h).

$$E_0 = -\frac{D * V}{m} * \frac{\lambda^2}{e^{-\lambda t} - \lambda t} \quad (3)$$

Application of the simplified method

Two measurements were carried out according to the described simplified method. One measurement duration was 30 days and the other measurement lasted 60 days where the equilibrium activity concentration is reached over the half of the measurement. In Table 2 the results of the radon activity concentration are shown. The uncertainty is calculated with error propagation.

Considering the uncertainties, the result of the simplified method agree with the emanation value given in Table 1. Although, the measurement over 30 days shows a slightly lower value.

Modification for the use of active measuring devices

Instead of a passive detector, it is possible to use an active detector with display (e.g. the Canary measuring device). The Canary has an integration time of 7 days. After 37 days (30 days for reaching equilibrium and seven days for measurement) the equilibrium activity concentration C_∞ inside the desiccator can be read directly off the display and be used for calculation of the emanation using the following equation.

$$E_0 = \frac{C_\infty * V\lambda}{m} \quad (4)$$

CONCLUSION

The results of the developed simplified measurement procedure agree well with the results of the detailed determination of the emanation. The described methodology appears as a useful method for

measurements, since it can be easily carried out with only a few devices, which are inexpensive and uncomplicated to handle. The disadvantage is the long measurement time, which is caused by measuring the whole build-up-curve and the equilibrium activity concentration. Another option would be the measurement of only the beginning of the build-up-curve and calculating the initial slope/emanation from these initial measuring points. For this option, it has to be considered that the initial slope is strongly affected by uncertainties due to the counting statistics at low levels of radon at the very beginning of the build-up curve. So a highly sensitive measurement device in an appropriate set-up would be needed. The introduced procedure can be an inexpensive alternative. For the calculation of the emanation, the opportunity of neglecting the leakage as well as the back diffusion is a very practical issue, as it simplifies the method further. The described method enables on-site users to provide a simple assessment of the radon emanation.

FUNDING

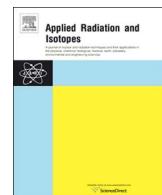
This work was done within the Joint Research Project IND57 MetroNORM ‘Metrology for processing materials with high natural radioactivity’ in the framework of the European Metrology Research Program (EMRP). The EMRP is jointly funded by the EMRP participating countries within EURAMET and the European Union.

REFERENCES

1. Maringer, F. J., Seidel, C., Preinerstorfer, A., Baumgartner, A., Rechberger, F., Schuff, M. and Stietka, M. (2012) Ermittlung der aktuellen Häufigkeitsverteilung der natürlichen Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung, 2012. Endbericht. Auftraggeber Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abt. V/7-Strahlenschutz (German).
2. World Health Organization. WHO Handbook on Indoor Radon—A Public Health Perspective (Geneva, Switzerland: World Health Organization) (2009) ISBN978-9-241-54767-3.
3. Kemski, J., Klingel, R. and Siehl, A. (1996) *Das geogene radon-potential*. In: Siehl, A. (Hrsg.) Umweltradioaktivität. S. 179–222. Reihe Geologie und Ökologie im Kontext, Ernst & Sohn, Berlin, (German).
4. Hafez, A. F., Hussein, A. S. and Rasheed, N. M. A study of radon and thoron release from Egyptian building materials using polymeric nuclear track detectors. Appl. Radiat. Isot. **54**, 291–298 (2001).
5. Savidou, A., Raptis, C. and Kritidis, P. Study of natural radionuclides and radon emanation in bricks used in the Attica Region, Greece. J. Environ. Radioact. **31**(1), 21–28 (1996).

INTRODUCTION AND TESTING OF A SIMPLIFIED METHOD

6. Bossew, P. *The radon emanation power of building materials, soils and rocks.* Appl. Radiat. Isot. **59**, 389–392 (2003).
7. Baixeras, C., Erlandsson, B., Font, Ll. and Jönsson, G. *Radon emanation from soil samples.* Radiat. Meas. **34**, 441–443 (2001).
8. Lavi, N., Steiner, V. and Alfassi, Z. B. *Measurement of radon emanation in construction materials.* Radiat. Meas. **44**, 396–400 (2009) Elsevier.
9. Ferry, C., Richon, P., Beneito, A., Cabrera, J. and Sbroux, J.-C. *An experimental method for measuring the radon-222 emanation factor in rocks.* Radiat. Meas. **35**, 578–583 (2002).
10. Al-Jarallah, M. I., Fazal-ur-Rehman, Musazay, M. S. and Aksoy, A. *Correlation between radon exhalation and radium content in granite samples used as construction material in Saudi Arabia.* Radiat. Meas. **40**, 625–629 (2005).
11. Narula, A. K., Chauhan, R. P. and Chakarvarti, S. K. *Testing permeability of building materials for radon diffusion.* Indian J. Pure Appl. Phys. **48**, 505–507 (2010).
12. Abo-Elmagd, M. *Radon exhalation rates corrected for leakage and back diffusion—evaluation of radon chambers and radon sources with application to ceramic tile.* J. Radiat. Res. Appl. Sci. **7**, 390–398 (2014).
13. Chao Christopher, Y. H., Tung Thomas, C. W., Chan Daniel, W. T. and Burnett, J. *Determination of radon emanation and back diffusion characteristics of building materials in small chamber tests.* Build. Environ. **32**(4), 355–362 (1997).



Study of particular problems appearing in NORM samples and recommendations for best practice gamma-ray spectrometry

Andreas Baumgartner^{a,*}, Michael Stietka^a, Franz Kabrt^{a,b}, Hannah Wiedner^{a,b}, Franz Josef Maringer^{a,b}

^a University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Prueflabor fuer Umweltradioaktivitaet und Strahlenschutz, Low-Level Counting Laboratory Arsenal, Arsenal 214, A-1030 Vienna, Austria

^b BEV – Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, A-1160 Vienna, Austria

ARTICLE INFO

Keywords:
Gamma-ray spectrometry
NORM
Spectral interference
Radon tightness

ABSTRACT

In this paper spectral interference effects for selected gamma-emitting radionuclides of the natural decay series and ^{40}K in selected NORM samples are studied. Recommendations for the choice of γ -lines and the consideration of possible spectral interferences are provided. Special attention is given to the radon tightness of the sample containers. A simple and sensitive method for the estimation of the ^{222}Rn leakage of sample containers is introduced. The applied polystyrene sample containers show ^{222}Rn leakages lower than 1%.

1. Introduction

Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) containing e.g. radionuclides of the ^{238}U , ^{235}U and ^{232}Th decay series as well as ^{40}K can pose health risks to workers and the public, especially when industrially exploited or used as building materials. As shown by a large number of publications on the subject (as a recent example see Mantero, 2015), the evaluation of the radioactivity content of the material is usually done using gamma-ray spectrometry, as it is a versatile and non-destructive method.

The difficulties, which arise in the measurement of NORM samples, are analyzed within the Joint Research Project IND57 MetroNORM “Metrology for processing materials with high natural radioactivity” in the framework of the European Metrology Research Programme (EMRP). MetroNORM is aimed to develop improved laboratory and in-situ measurement methods and to design standardized procedures, as well as perform testing in industrial environment.

This paper describes the study of spectral interferences in selected NORM samples with special attention to the radon tightness of the applied sample containers. Based upon the work, a proposal for best practice gamma-ray spectrometry of the investigated NORM samples is given. This includes recommendations for γ -lines including the handling of interferences.

2. Materials and methods

The gamma spectrometric measurements were performed with a

HPGe p-type coaxial broad-energy detector of Baltic Scientific Instruments (BSI). The detector (GCD-50195X; rel. eff.: 52.2%; peak to Compton ratio: 66:1; FWHM: 1715 eV at 1332 keV, 678 eV at 122 keV, 481 eV at 14.4 keV) has a carbon epoxy window and is equipped with an ultra low-background U-type cryostat and a low-level lead (120 mm) shielding. For gamma-ray spectrometry, the sample is centered 8 mm above the endcap of the detector. The detector is operated in the Low-Level Counting Laboratory Arsenal, Vienna. The measuring room of this laboratory is designed for low-level radioactivity measurements. This is enabled by the application of a 1.6 m 4 π shield-concrete, 3 cm lead, 0.5 cm steel for the shielding against cosmic and terrestrial radiation and a special air condition to provide a radon progeny free air.

All decay data in this paper were taken from BIPM (Nucleide, 2016), except the column “Gamma emission intensities (IAEA)” in Table 2 and the data for ^{230}Th are from IAEA (2016). For ^{230}Th there are no data available from BIPM. Other literature sources also give comprehensive recommendations on γ -lines and their interferences (e.g Wahl, 2016). Specifically, interferences in NORM samples were studied in e.g. Živanović et al. (2012), Lavia et al. (2004).

2.1. Investigated NORM samples

The applied raw materials and processed substances within the NORM industries have a huge diversity regarding their chemical composition and physical nature. Due to this diversity, various problems may occur for gamma-ray spectrometry of NORM. Additionally,

* Corresponding author.

E-mail address: a.baumgartner@boku.ac.at (A. Baumgartner).

due to overlapping γ -lines as well as coincidence effects, the aimed determination of specific radionuclides is challenging and requires suitable corrections for the different NORM samples.

Exemplary for spectra in which interferences occur, the following materials were selected for a detailed investigation: tuff (volcanic ash; which is a common building material), titanium dioxide waste, ion exchange resin (from a waterworks purification filter) and a filter residue (origin unknown). For these materials, the main sources of spectral interferences were evaluated for selected gamma-emitting radionuclides of the natural decay series and ^{40}K .

2.2. Sample container

For the gamma spectrometric measurements, cylindrical polystyrene containers (diameter: 64 mm; height: 11 mm; wall thickness: 1.5 mm) were used. The samples were sealed with glue and stored before the measurements to ensure secular equilibrium between ^{226}Ra and the ^{222}Rn progenies ^{214}Bi and ^{214}Pb .

The gamma spectrometric measurement of ^{226}Ra can be done either by a direct measurement of the 186 keV γ -line or by measuring the γ -lines of the ^{222}Rn progenies ^{214}Bi and ^{214}Pb . Due to an interfering γ -line, a direct measurement requires the deconvolution of the full energy peak (Zhang et al., 2009) and the exact knowledge of the ^{235}U activity concentration, see e.g. Justo et al., 2006. The more common method of determining ^{214}Bi and ^{214}Pb strongly relies on the radon tightness of the sample containers (Scholten et al., 2013; Mauring and Gäfvert, 2013). Scholten et al. (2013) showed that BaSO_4 sample matrix and plastic containers sealed with epoxy resin reduce the ^{222}Rn leakage to less than 1%. Besides the ^{222}Rn leakage, the distribution in solid/liquid and air phases in gamma-ray spectrometry has to be considered for partially filled sample containers (Carconi et al., 2012).

This paper shows a simple method for the assessment of the ^{222}Rn leakage of sample containers. The method is based upon the measurement of the ^{222}Rn activity concentration inside a 3 l desiccator. The sample and a Canary Pro ^{222}Rn in air measuring device are placed inside the desiccator and the ^{222}Rn build-up curve is measured. The Canary Pro measuring device is a small, handheld passive diffusion chamber. It uses silicon photo-diodes both to count and to measure the energy of alpha particles resulting from the decay chain of radon gas (Corentium, 2016). The equilibrium activity concentration in the desiccator is a measure for the radon tightness of the sample. The radon tightness of the applied desiccator itself was verified by measurements inside a radon calibration barrel of Genitron Ltd.

3. Results and discussion

3.1. Spectral interferences

The activity concentrations of the selected NORM samples together with the standard measurement uncertainties ($k=1$) are given in Table 1. For the determination of the activity concentrations, the actual BIPM γ -intensities (Nucleide, 2016) were applied and all interferences given in Table 2 were considered. Due to absence of ^{232}Th , its progenies ^{228}Ra and ^{228}Th are in disequilibrium in the TiO_2 sample.

For the selected materials, a critical peak-by-peak evaluation on spectral interferences of selected gamma-emitting radionuclides of the natural decay series and ^{40}K was performed.

Considering the γ -intensities and calculated interference contributions in Živanović et al. (2012) as well as the recommendations from Wahl (2016), some γ -lines were excluded, e.g. the 92.4 keV γ -line of ^{234}Th . The nuclides of interest, the recommended γ -lines and the potential spectral interferences are shown in Table 2. Apart from the true coincidence summing (TCS), the calculated interference contributions to the activity concentrations for the various NORM materials are independent of the applied HPGe-detector. The information about possible TCS corrections is related to the applied coaxial HPGe detector

with the cylindrical sample geometry and corrections higher than 0.5%. The TCS corrections were calculated by Monte Carlo methods with the EffCalc software of LSRM (Laboratory of Spectrometry and Radiometry). For detectors with high absolute efficiencies (e.g. well-type detectors), there could also be TCS effects for other radionuclides e.g. the 205.3 keV γ -line of ^{235}U and the 256.2 keV γ -line of ^{227}Th .

The deviation due to spectral interferences (Table 2) is calculated as the ratio of the count rates of the interfering photons and the photons of the nuclide of interest. This means that neglecting the interference would cause the deviations given in Table 2 (e.g. if the peak in the spectrum at 1460.8 keV is generated equally by ^{40}K and ^{228}Ac the value for the deviation would be 100%). The deviation due to a radon leakage is applied for ^{214}Bi and ^{214}Pb . It is calculated according to chapter 3.2. For a determination of ^{226}Ra on basis of an equilibrium with ^{214}Bi and/or ^{214}Pb , neglecting the ^{222}Rn leakage would cause the given deviations for the ^{226}Ra value (for the applied sample containers).

In accordance with Živanović et al. (2012), the spectral interferences can be classified in photons with significant and variable contributions and in photons with significant and constant contributions. The 62.9 keV photons of ^{234}Th as well as the 163.1 keV photons of ^{231}Th can be considered as significant and constant contributions. Therefore, they are simple to handle.

The tuff sample required the calculation of the ^{232}Th interference at the 63.3 keV γ -line of ^{234}Th (^{232}Th is only present in the tuff sample). The ^{232}Th content was estimated on basis of its γ -emitting progenies. For a direct determination of ^{226}Ra , the interference from ^{230}Th at 186.1 keV is of less importance, as can be seen in Table 2 for the filter residue. Alternatively, (e.g. in case of high ^{235}U content) ^{226}Ra can be calculated on basis of the progenies ^{214}Pb and ^{214}Bi . Regarding the determination of ^{214}Pb the 295.2 keV γ -line was preferred to the 351.9 keV γ -line because of a high interference with ^{211}Bi (13.00 (19) % at 351.0 keV). ^{214}Bi generates ^{210}Tl by a low intense alpha emission (0.0210 (13) %). The 295.2 keV γ -line of ^{214}Pb is interfered by ^{210}Tl and can be considered in equilibrium with ^{214}Pb . As a result of the low alpha emission probability and the uncertainty of the decay data (296 (3) keV), it was not considered in the calculation of the deviation. For the determination of ^{235}U with use of the 205.3 keV γ -line, the energy resolution of the most HPGe-detectors is high enough to separate it from the interference at 204.0 keV from ^{228}Ac . For the consideration of the interference at 163.1 keV, the short-lived ^{231}Th was assumed to be in equilibrium with ^{235}U . For the determination of ^{227}Th , the 256.2 keV γ -line was preferred to the 236.0 keV γ -line, since for the 256.2 keV γ -line the TCS is below 0.5%. ^{228}Ac also causes interferences for ^{212}Bi , ^{208}Tl and ^{40}K . Those interferences are well documented in literature (e.g. Lavia et al., 2004).

3.2. Radon tightness

For the evaluation of the radon tightness of sample containers, the applied measurement setup is intended to measure the leaked radon gas directly. After installing the Canary Pro measuring device together with the sample container inside the desiccator, the ^{222}Rn activity concentration C is monitored. Two different samples have been used to check the tightness of the containers: a certified soil and a certified ^{226}Ra standard solution. Fig. 1 shows the relative ^{222}Rn build-up curves inside the desiccator. C_{\max} is the theoretical maximum activity concentration in the desiccator (100% leakage). It is calculated from the ^{226}Ra reference values of the certified soil and the standard solution and the desiccator volume.

The measurement results show an asymptotic ratio of C/C_{\max} of approximately 0.6% for the completely filled polystyrene container and a ratio of approximately 0.7% for the half-filled liquid sample. Due to the fact that the liquid sample has a large void volume and a low radon retention, it gives an estimate for a high exhalation of a sample. The determined ratios of C/C_{\max} indicate a high grade of radon tightness of the applied sample containers and underline the sensitivity of the

Table 1
Radiometric characterization of the selected NORM samples.

Nuclide	Activity concentration Bq/kg			
	Tuff	TiO ₂	Ion exchange resin	Filter residue
²³⁴ Th	319 ± 27	< MDA	128488 ± 10793	< MDA
^{234m} Pa	312 ± 39	< MDA	127667 ± 8937	< MDA
²³⁰ Th	204 ± 45	< MDA	< MDA	368 ± 59
²²⁶ Ra	235 ± 46 ^a	39369 ± 3307	< MDA	< MDA
²¹⁴ Pb	253 ± 18	39780 ± 2785	< MDA	26 ± 3
²¹⁴ Bi	244 ± 17	40028 ± 2802	< MDA	27 ± 2
²¹⁰ Pb	198 ± 17	6014 ± 505	< MDA	147 ± 20
²³⁵ U	15 ± 2	< MDA	6375 ± 446	< MDA
²³¹ Pa	< MDA	< MDA	< MDA	1338 ± 210 ^a
²²⁷ Th	< MDA	296 ± 41	< MDA	705 ± 92
²²³ Ra	< MDA	277 ± 69	< MDA	675 ± 66
²²⁸ Ac	335 ± 23	18291 ± 1280	< MDA	< MDA
²¹² Pb	340 ± 24	16112 ± 1128	< MDA	< MDA
²¹² Bi	330 ± 28	15351 ± 1290	< MDA	< MDA
²⁰⁸ Tl	120 ± 8	5618 ± 393	< MDA	< MDA
⁴⁰ K	2032 ± 171	< MDA	< MDA	< MDA

^a Significant uncertainty increase due to subtraction of the spectral interference contribution.

Table 2

Evaluation of particular gamma-ray spectrometry problems on basis of selected NORM samples including the calculation of interference contributions, a comparison of BIPM and IAEA gamma emission intensities for selected natural radionuclides as well as radon leakage effects.

Nuclide	Gamma line keV	Spectral interferences and radon leakage	Gamma emission intensities (BIPM) %	Gamma emission intensities (IAEA) %	Deviation due to choice of gamma intensities %	Deviation due to spectral interferences and radon leakage (except true coincidence summing) %			
						Tuff	TiO ₂	Ion exchange resin	Filter residue
²³⁴ Th	63.3	TCS; interference with the 62.9 keV / 0.0164 (28) % γ-line of ²³⁴ Th and with the 63.8 keV / 0.259 (15) % γ-line of ²³² Th	3.75 (8)	3.7 (4)	1.4	7.7	–	0.4	–
^{234m} Pa	1001.0	TCS	0.847 (8)	0.842 (8)	0.6	0.0	–	0.0	–
²³⁰ Th	67.7	–	no data available	0.38 (3)	–	0.0	–	–	0.0
²²⁶ Ra	186.2	Interference with the 185.7 keV / 57.0 (3) % γ-line of ²³⁵ U and with the with the 186.1 keV / 0.0088 (7) % γ-line of ²³⁰ Th	3.555 (19)	3.64 (4)	–2.3	104.3	0.0	107 kBq/kg ^b	1 kBq/kg ^b
²¹⁴ Pb	295.2	TCS, insignificant interference with the 296 keV / 79 (10) % γ-line of ²¹⁰ Tl	18.414 (36)	18.42 (4)	0.0	–0.6	–0.6	–	–0.6
²¹⁴ Bi ^a	609.3	TCS	45.49 (19)	45.49 (16)	0.0	–0.6	–0.6	–	–0.6
²¹⁴ Bi ^a	1120.3	TCS	14.91 (3)	14.92 (3)	–0.1	–0.6	–0.6	–	–0.6
²¹⁰ Pb	46.5	Interference with the 46.4 keV / 0.19 (1) % γ-line of ²³¹ Pa	4.252 (40)	4.25 (4)	0.0	0.0	0.0	–	40.7
²³⁵ U	163.4	TCS; interference with the 163.1 keV / 0.156 (5) % γ-line of ²³¹ Th	5.08 (3)	5.08 (6)	0.0	3.1	–	3.1	–
²³⁵ U	205.3	TCS; interference with the 204.0 keV / 0.114 (8) % γ-line of ²²⁸ Ac	5.02 (3)	5.02 (6)	0.0	41.7	377 kBq/kg ^b	0.0	–
²³¹ Pa	283.7	TCS	1.72 (3)	1.70 (10)	1.2	–	–	–	0.0
²²⁷ Th	256.2	–	6.8 (4)	7.0 (6)	–2.9	–	0.0	–	0.0
²²³ Ra	323.9	–	4.06 (8)	3.99 (9)	1.8	–	0.0	–	0.0
²²⁸ Ac	911.2	TCS	26.2 (8)	25.8 (4)	1.6	0.0	0.0	–	–
²¹² Pb	238.6	–	43.6 (5)	43.6 (5)	0.0	0.0	0.0	–	–
²¹² Bi	727.3	TCS; interference with 726,9 keV / 0.68 (8) % γ-line of ²²⁸ Ac	6.65 (4)	6.67 (9)	–0.3	8.4	9.9	–	–
²⁰⁸ Tl	583.2	TCS; interference with the 583.4 keV / 0.120 (11) % γ-line of ²²⁸ Ac	85.0 (3)	85.0 (3)	0.0	0.3	0.3	–	–
⁴⁰ K	1460.8	Interference with 1459.1 keV / 0.87 (5) % γ-line of ²²⁸ Ac	10.55 (11)	10.66 (13)	–1.0	1.1	1405 kBq/kg ^b	–	–

^a Corrected for the radon leakage regarding the calculation of the ²²⁶Ra activity concentration.

^b The activity concentration of the target nuclide is lower than the MDA. Therefore, the contribution of the interfering nuclide can cause a false positive detection. The reported activity concentration values represent such false positive values of the target nuclides. These values were calculated for the applied detector system with use of the intensities of the target nuclides.

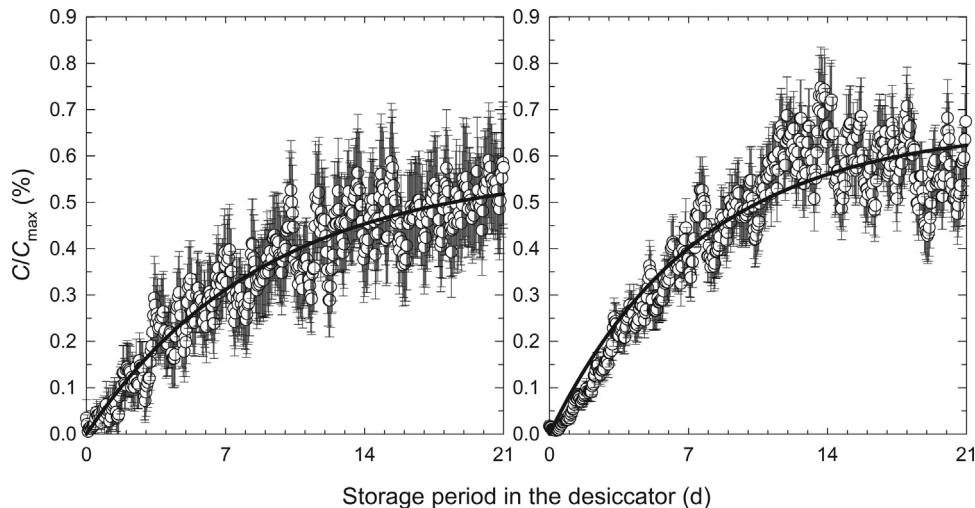


Fig. 1. Relative ^{222}Rn build-up curves inside the desiccator resulting from the leakage of the sample container. The ratio C/C_{\max} is given with the combined standard uncertainty ($k=1$). The left graph corresponds to a sample container filled completely with a certified soil ($C_{\max} = 220 \text{ kBq}/\text{m}^3$). The right one to a sample container half-filled with a certified ^{226}Ra standard solution ($C_{\max} = 1.442 \text{ kBq}/\text{m}^3$). To estimate the leakage, the values are fitted with a two parameter exponential function.

method.

4. Conclusion

Due to the huge diversity of the occurring radionuclides within NORM samples, the gamma-ray spectrometry of specific radionuclides is challenging and requires a suitable handling of spectral interferences. The comprehensive study of potential spectral interferences and the in-depth evaluation of four selected NORM samples provide recommendations for the choice of γ -lines and the consideration of possible spectral interferences. The determination of ^{226}Ra based upon ^{214}Bi and ^{214}Pb strongly relies on the radon tightness of the sample containers. In this paper, a simple and sensitive method for the estimation of the ^{222}Rn leakage of sample containers was introduced. The applied polystyrene sample containers showed ^{222}Rn leakages lower than 1%. The results presented in this paper can contribute to the improvement of measurement procedures for gamma-ray spectrometry of NORM samples.

Funding

This work was done within the Joint Research Project IND57 MetroNORM “Metrology for processing materials with high natural radioactivity” in the framework of the European Metrology Research Programme (EMRP) (Grant Contract No. IND57-REG1).

The EMRP is jointly funded by the EMRP participating countries within EURAMET and the European Union.

References

- Carconi, P., Cardellini, F., Cozzella, M.L., De Felice, P., Fazio, A., 2012. Correction for radon distribution in solid/liquid and air phases in gamma-ray spectrometry. *Appl. Radiat. Isot.* 70, 2119–2123.
- Corentium, 2016. <http://www.gammadata.se/assets/Uploads/CANARY-pro-DataSheet-V2R1.pdf>.
- IAEA, 2016. Live Chart of Nuclides. <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vchart/html/VChartHTML.html>.
- Justo, J., Evangelista, H., Paschoa, A.S., 2006. Direct determination of ^{226}Ra in NORM/TENORM matrices by gamma-spectrometry. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 269 (3), 733–737.
- Lavia, N., Groppi, F., Alfasic, Z.B., 2004. On the measurement of ^{40}K in natural and synthetic materials by the method of high-resolution gamma-ray spectrometry. *Radiat. Meas.* 38, 139–143.
- Mantero, J., Gázquez, M.J., Hurtado, S., Bolívar, J.P., García-Tenorio, R., 2015. Application of gamma-ray spectrometry in a NORM industry for its radiometrical characterization. *Radiat. Phys. Chem.* 116, 78–81.
- Mauring, A., Gáfvert, T., 2013. Radon tightness of different sample sealing methods for gamma spectrometric measurements of ^{226}Ra . *Appl. Radiat. Isot.* 81, 92–95.
- Nucleide, 2016. Decay Data Evaluation Project. http://www.nucleide.org/DDEP_WG/DDEPdata.htm.
- Scholten, J.C., Osvath, I., Pham, M.K., 2013. ^{226}Ra measurements through gamma spectrometric counting of radon progenies: how significant is the loss of radon? *Mar. Chem.* 156, 146–152.
- Wahl, W., 2016. Radionuclide Handbook for Laboratory Workers (Version 5.1.8). ISU Institute for Spectrometry and Radiation Protection.
- Zhang, W., Ungar, K., Chen, J., St-Amant, N., Tracy, B.L., 2009. An accurate method for the determination of ^{226}Ra activity concentrations in soil. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 280 (3), 561–567.
- Živanović, M.Z., Nikolić, J.D., Apostol, A.I., Anagnostakis, M.J., 2012. Analysis of interferences from full energy peaks in gamma spectrometry of NORM and TENORM samples. *Nucl. Technol. Radiat. Prot.* 27 (4), 380–387.

ARTICLE

Measurement strategies for radon in indoor air of waterworks – a review

M. Stietka^{1,*}, A. Baumgartner¹, F. Kabrt^{1,2} and F.J. Maringer²

¹ BOKU, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Prueflabor fuer Umweltradioaktivitaet und Strahlenschutz, Low-Level Counting Laboratory Arsenal, Arsenal 214, 1030 Vienna, Austria.

² BEV, Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, 1160 Vienna, Austria.

Received: 30 March 2016 / Accepted: 1 February 2017

Abstract – In waterworks, ^{222}Rn can exhale in large amounts through open water surfaces and cause a significant dose contribution. Annual effective doses up to 56 mSv y^{-1} are documented in literature. This paper gives a literature review on studies associated with radon measurements in indoor air of waterworks – covering more than 800 waterworks in nine regions. Special attention is given to the assessment of the workers' effective dose, which can be done either on basis of the personal exposure or on basis of the local activity concentrations and the residence times. Especially at facilities with a water treatment, large diurnal variations depending on its operation mode were reported. The average ^{222}Rn concentrations may considerably differ during the time spent of the staff and do not allow to determine the correct annual effective doses. Personal detectors avoid this problem and do not require the survey of the residence times, while the determination of the local exposure allows for the identification of spots with high activity concentrations to set dose reduction measures.

Keywords: indoor radon / water treatment / NORM / workplace

1 Introduction

Many epidemiologic studies prove that indoor radon exposure is responsible for a substantial number of lung cancers in the general population (Darby *et al.*, 2005). After cigarette smoking, radon is the most frequent cause of lung cancer. Regarding radiation protection, the most important isotope of radon is ^{222}Rn , and in Austria, the inhalation of indoor radon contributes with about 54% to the annual effective dose of the population (Maringer *et al.*, 2012). Following the ICRP recommendations, current dose conversion factors for the inhalation of radon daughters, which are derived from epidemiologic studies, will be revised. It is likely that the result will be an increase in effective dose per unit exposure of around a factor of two (ICRP, 2009). Dosimetric evaluations of the absorbed dose to basal cells of the bronchial epithelium provide a conversion factor 2.5 times higher than the epidemiologic approach (UNSCEAR, 2008).

Since 2013, a revised Basic Safety Standards Directive (Council Directive 2013/59/Euratom, 2013) lays down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation. This Directive shall be brought into national law of the member states by 2018. The updated Directive covers the whole range of radiation sources and

categories of exposure including occupational, medical, public and environmental exposure. One special focus is on the protection of workers in workplaces with indoor ^{222}Rn and in activities processing Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM).

Industrial activities can lead to an enhanced exposure to NORM in products, by-products, residues and wastes. There are specific working areas, in which elevated ^{222}Rn activity concentrations can occur. Waterworks are part of these areas (BMLFUW, 2008). ^{222}Rn can escape from the ground and is dissolved in ground water. In waterworks, it can be outgassing in large amounts due to open water surfaces and high water flow rates.

In order to perform traceable, accurate, standardised measurements, improved measurement practices and procedures are required for NORM industries. The standards for ^{222}Rn determination of indoor air are mainly designed for dwellings, in which different conditions regarding the influence on the ^{222}Rn activity concentration are predominant. A detailed literature study is the first step to develop improved measurement practices for specific working areas like waterworks. The main objectives of this review are to compare and discuss different studies focussed on ^{222}Rn in indoor air of waterworks from the aspect of the presented results as well as the applied methodology of the ^{222}Rn measurements. Special emphasis is given to the annual effective dose of the workers. Besides, strategies for waterworks testing are compiled from literature.

* Corresponding author: michael.stietka@boku.ac.at

2 Overview – radon in waterworks

Generally, the ^{222}Rn activity concentrations in water tank facilities and other parts of waterworks, such as the water treatment or fountains, can be much higher than in common domestic buildings (Nagels *et al.*, 2009). The main source of ^{222}Rn emanation within a waterworks is the water itself. Though potable water can be a source of ^{222}Rn in indoor air of dwellings (Nazaroff *et al.*, 1987), it is much more important in waterworks. ^{222}Rn can outgas from the water into indoor air of waterworks and can cause a significant contribution to the annual effective dose of the waterworks staff (Tab. 1).

Many factors have an impact on the ^{222}Rn activity concentration in the water, such as the pathways of the aquifers. The mineralogical composition of the aquifer and the permeability of soil affect the ^{222}Rn activity concentration in water (Loomis, 1987; Trautmannsheimer *et al.*, 2003). Rock types differ in the uranium concentration and therefore in the radium concentration, which influences the ^{222}Rn activity concentration in soil gas and ground water. Relevant parameters for the exhalation rate of ^{222}Rn in water into the indoor air of waterworks are the water flow rate and the type of water input (Hingmann *et al.*, 2001). Besides the exhalation rate, the ventilation heavily influences the ^{222}Rn activity concentration in indoor air of waterworks. For that reasons an assessment of ^{222}Rn in air on basis of ^{222}Rn in water is not reasonable (Stietka *et al.*, 2014).

The facilities of a waterworks differ in terms of size and structure. High ^{222}Rn activity concentrations tend to occur at those parts of a waterworks with high water flow rates and a small air volumes, *e.g.* the tapping of a spring. The farther a facility is located from the spring the more ^{222}Rn could already have been outgassed or decayed. Like in dwellings, the ^{222}Rn activity concentrations in waterworks are subject to diurnal and seasonal variations, also tending to higher concentrations in the cold season (Stietka *et al.*, 2013).

Overall, there are rare publications in the field of radon in waterworks, therefore some statements, which are applicable to radon in waterworks, are related to radon in indoor air in general.

2.1 Measurement aspects

Generally, for the monitoring of radon, both active and passive techniques exist. Passive methods require a preparation and an evaluation process, whereas the results are instantaneously available with active devices. In waterworks, the latter ones are mainly used for short-term measurements serving as an overview and for detailed investigations of individual sites. According to the WHO (2009), short-term refers to measurements that average radon concentrations over days or weeks, while long-term measurements generally cover a season or more (several months to one year). Due to temporal variations of the ^{222}Rn activity concentration in waterworks, short-term measurements are not suitable as basis for dose assessments (Stietka *et al.*, 2013). To provide a realistic exposure scenario, long-term measurements at various measurement points are necessary for the most waterworks. For such simultaneous long-term measurements at numerous sites, passive devices offer advantages because of their moderate costs.

Table 1. Overview on studies on the determination of radon in waterworks.

Country/region	No. of waterworks	Results published	^{222}Rn in air methodology	^{222}Rn in air	Dose calculation based on	F applied	Occupational annual effective dose	Reference
Poland/Upper Silesia	9	Annual effective dose	SSNTD for local exposure (CR-39 type; 3–6 months)	Max. 38000 Bq m ⁻³	Passive local measurements, estimated working time of the staff	0.4	1 of 9 > 1 mSv y ⁻¹ *	Chmielewska <i>et al.</i> , 2014
Austria/whole country except Upper Austria	21	^{222}Rn in air and water, ^{220}Rn in air, annual effective dose	SSNTD for local exposure (CR-39 type; 3 months and 2 weeks), ionizing chamber	Max. 3 kBq m ⁻³	Passive local measurements, individual residence times and the natural geogenic background	0.4	0.03–5.31 mSv y ⁻¹ , 0.92 mSv y ⁻¹ (mean), 0.49 mSv y ⁻¹ (median)	Stietka <i>et al.</i> , 2014
Germany/Baden-Württemberg	117	^{222}Rn in air, annual effective dose	SSNTD for local (2 weeks) and personal exposure (3 months), ionizing chamber	49% < 1 kBq m ⁻³ < 29% < 5 kBq m ⁻³ < 14% < 10 kBq m ⁻³ < 8% ***	Passive personal measurements, average residence time of 4.68 h d ⁻¹	0.4	17 of 275 > 6 mSv y ⁻¹ > 25 of 275 > 3 mSv y ⁻¹ **	Nagels <i>et al.</i> , 2009
Austria/Upper Austria	45	^{222}Rn in air	Electret ion chamber, ionizing chamber, silicon detector	55% < 1000 Bq m ⁻³ , 91% < 5000 Bq m ⁻³ ***	Passive local measurements, individual exposure times 43% < 100 hy ⁻¹ , 95% < 1000 hy ⁻¹ ***	3 of 45 > 6 mSv y ⁻¹	Ringer <i>et al.</i> , 2008	

(continued)

Table 1. (continued).

Country/region	No. of waterworks	Results published	^{222}Rn in air methodology	^{222}Rn in air	Dose calculation based on	F applied	Occupational annual effective dose	Reference
Sweden/Faun, Malmö, Västjöe, Umeå, Örebro	60	^{222}Rn in air, annual effective dose	SSNTD for local exposure (1–3 months)	49 of $60 > 1 \text{ kBq m}^{-3}$, 21 of $60 > 4 \text{ kBq m}^{-3}$ *	Passive local measurements, time spent of the employees		up to 20 mSv y^{-1}	Marinko <i>et al.</i> , 2004
Germany/Bavaria	~500	^{222}Rn in air and water, annual effective dose	SSNTD for local (CR-39 type; 2 weeks) and SSNTD for personal exposure (CR-39 type; 2 months)	54% $> 1 \text{ kBq m}^{-3}$, 30% $> 3 \text{ kBq m}^{-3}$ **	Passive personal measurements for normal activities and separate personal measurements for cleaning works	0.4	12% $> 6 \text{ mSv y}^{-1}$, 5% $> 20 \text{ mSv y}^{-1}$ **	Trautmannsheimer <i>et al.</i> , 2003
Slovenia/whole country	10	^{222}Rn in air and water, ^{226}Ra in water, annual effective dose	Air alpha scintillation cells (instantaneous), SSNTD for local exposure (1 month)	40–2600 Bq m^{-3}	Passive local measurements, individual exposure times provided by the management (from 8 to 2602 h y^{-1})	0.4	0–3.0 mSv y^{-1}	Vaupotic, 2002
Germany/Hesse	22	^{222}Rn in air, ^{222}Rn in water, annual effective dose	Passive devices for local and personal exposure, active devices for local exposure	0–200000 Bq m^{-3}	Active local measurements with worst case residence times for selected waterworks; passive personal measurements separated for normal and cleaning activities		Usual works $< 6 \text{ mSv y}^{-1}$, additionally 0.06–0.3 mSv per tank cleaning	Hingmann <i>et al.</i> , 2001
USA/Iowa	31	^{222}Rn in air	SSNTD for local exposure (1 year), continuous ^{222}Rn air monitor (3–6 days)	15–4921 Bq m^{-3} , 18 of $31 < 148 \text{ Bq m}^{-3}$, < 12 of 31 $< 740 \text{ Bq m}^{-3} < 1$ of 31 *	Active local measurements linked to actual time spent for selected waterworks; passive local measurements with average time spent based on questionnaire	1.0	0.005–0.65 WLM y^{-1}	Fisher <i>et al.</i> , 1996

* x of $y > z$ indicates, that in x of y waterworks levels higher than z were determined (only one general value per waterworks given).

** x of $y > z$ indicates, that for x of y workers, levels higher than z were determined.

*** $y\% < z$ indicates, that at $y\%$ of the measurement points levels lower than z were determined.

**** $y\% < z$ indicates, that $y\%$ of the staff had annual working times lower than z .

For long-term indoor radon measurements in general, solid-state nuclear track detectors or SSNTDs are a reliable, sufficient and inexpensive passive measurement technique (Ahn and Lee, 2005; Banjanac *et al.*, 2006). The alpha particles leave nuclear tracks at the detection films of the SSTNDs, which can be evaluated after etching, usually with NaOH. The most popular of these detector types are based on CR-39 polycarbonate films, because of its good sensitivity, stability against various environmental factors, and high degree of optical clarity. CR-39 films inside a closed detector cup are not as sensitive to humidity and dust effects as other methods (Nikezic and Yu, 2000). With closed detector cups, ^{222}Rn diffuses through the encapsulation into the measuring chamber, whereas the ^{222}Rn decay products, dust and moisture are blocked. This is an important factor for ^{222}Rn measurements in waterworks. On the other hand, open cupped detectors, frequently on basis of LR115 nitrate cellulose films, are sensitive to the alpha particles of ^{222}Rn and ^{220}Rn as well as their progenies. ^{220}Rn (the so-called thoron) with a half-life of 56 s can rarely occur in waterworks, see chapter 2.2. Special double detectors with a closed and an open cup allow for a $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ discrimination (Tokonami *et al.*, 2005).

In contrast to passive methods, active devices require a battery pack or power supply, which is not available in every part of a waterworks. The most popular active techniques applied for monitoring are ionization chambers and solid-state silicon detectors. The latter ones have small-dimension diffusion chambers. Therefore, long integration times are essential to reach a statistically stable value, whereas ionization chambers having generally larger measurement chambers can fulfil the requirements for quick overview measurements in waterworks. There also exist active devices for the determination of ^{220}Rn , ^{220}Rn progenies as well as ^{222}Rn progenies.

Considering their operating humidity, some devices or measurement methods are not suitable for the application in waterworks in general.

2.2 Dose aspects

Though the inhalation of short-lived ^{222}Rn progeny and not ^{222}Rn itself is dose relevant, determining the ^{222}Rn activity concentration is a common, more convenient practice. For dose assessment on basis of the ^{222}Rn activity concentration, the consideration of the equilibrium factor is essential. The equilibrium factor characterizes the disequilibrium between the mixture of the short-lived progeny and their parent nuclide, radon, in air in terms of potential alpha energy (ICRP, 1993). UNSCEAR (1988) and the ICRP (1993) have adopted a typical worldwide equilibrium factor of 0.4 for ^{222}Rn in indoor air. In situations where the equilibrium factor differs significantly from the usually assumed value of 0.4, a direct determination of the ^{222}Rn decay products can be performed (WHO, 2009). Within surveys in Upper Austria, Bavaria, Hesse and Baden-Württemberg mean values of 0.52, 0.5, 0.37 and 0.55 for the equilibrium factor of indoor air of waterworks were found (AGES, 2006). Out of Table 1 and the values above, it can be seen that there is no clear indication to use another value for waterworks than the generally recommended indoor value of 0.4 (UNSCEAR, 1988; ICRP, 1993). There is only a very

limited amount of data published on the equilibrium factor determined in the indoor air of waterworks.

Besides the equilibrium factor, other influence factors on the dose conversion such as the distribution of aerosol diameters and the unattached fraction (Yu and Nikezic, 2012) may differ from those in dwellings. No publication was found, which addresses these parameters for waterworks.

The short-lived ^{220}Rn can occur in some parts of waterworks. Dosimetric evaluations in UNSCEAR (2008) give dose coefficients in the range of 6–15 nSv(Bq h m⁻³)⁻¹ for ^{222}Rn and 40 nSv(Bq h m⁻³)⁻¹ for ^{220}Rn (for equilibrium equivalent concentrations). Within a Bavarian survey of Trautmannsheimer (2002), ^{220}Rn , exhaling from the water, was found within a water chamber of a waterworks. Due to its short half-life, the activity concentration of ^{220}Rn was much lower in the other parts of the same building. In this study, it was found out that the ^{220}Rn caused dose is no higher than 10% of the dose of the ^{222}Rn decay products. In Stietka *et al.* (2014), ^{220}Rn was detected in 3 out of 47 measurements. In an Upper Austrian study (AGES, 2006), where ^{220}Rn was investigated in five waterworks, no ^{220}Rn was found at all.

Table 1 summarizes the results of the literature survey and gives an overview on studies with the focus on the determination of radon in waterworks. For each study only the most comprehensive or relevant publication was mentioned in **Table 1**, so the shown results rely on different datasets. Also very specific studies or small ones, based on measurements in a small number of participating waterworks (e.g. Aakerblom *et al.*, 2002), were excluded because of lack of representativeness. As far as possible, the results were presented in their original form to avoid a bias of the outcomes. Besides the values for the ^{222}Rn activity concentration in indoor air of waterworks, other results and relevant information are presented, which are the used methodology for the determination of ^{222}Rn in air, the activity concentrations of ^{222}Rn in water, the equilibrium factor F applied for dose calculation, and the annual effective dose of the staff. The maximum values reported in these studies were more than 50000 Bq m⁻³ (Marinko *et al.*, 2004) for ^{222}Rn in air, 1200 Bq I⁻¹ (Trautmannsheimer *et al.*, 2003) for ^{222}Rn in water and 56 mSv y⁻¹ (Ringer *et al.*, 2008) for the annual effective dose of the waterworks staff.

3 Strategies for waterworks testing

3.1 Methodology

As it can be seen in **Table 1**, the results of the ^{222}Rn measurements of indoor air in waterworks mostly serve as basis for dose assessment. The calculation of the effective dose can be done either on basis of the personal exposure (e.g. Trautmannsheimer *et al.*, 2003; Nagels *et al.*, 2009) or on basis of the local activity concentrations and the residence times (e.g. Fisher *et al.*, 1996; Vaupotic, 2002; Marinko *et al.*, 2004; Chmielewska *et al.*, 2014; Stietka *et al.*, 2014). Regarding possible, subsequent dose reduction measures, a determination of the local activity concentration is needed. In case of future changes in the residence times at specific locations, this method is also favourable. The effective dose can simply be recalculated out of the representative activity concentrations and no new measurements are required.

When collecting the data about the residence times of the affected employees, special attention should be paid to the exposure during cleaning works or repair works at facilities with open water surfaces. During these activities, a different ^{222}Rn concentration can occur (Hingmann *et al.*, 2001).

At facilities with a water treatment, there can be large diurnal variations depending on its operation mode, *e.g.* ^{222}Rn can outgas in large amounts during the backwash process of a filter (Fisher *et al.*, 1996). In some of these cases, it is expedient to consider these diurnal variations of the activity concentration with separate measurements. These should be conducted with an active measurement device with a sufficient time resolution (Hingmann *et al.*, 2001). Except for some above mentioned selected measurement points in the studies of Fisher *et al.* (1996) and Hingmann *et al.* (2001) all annual effective doses reported in Table 1 are based on passive measurements without time resolution. Both studies show, that the average ^{222}Rn concentrations may significantly differ from those during the residence times of the staff. In these cases the average ^{222}Rn concentrations do not allow to determine the correct annual effective doses.

For water purification buildings, the radon concentrations are much higher in case of the presence of the process controller than the average concentration (Trautmannsheimer *et al.*, 2003). Considering this problem and the insufficient availability of the exact time spent in the water supply facilities, Trautmannsheimer *et al.* (2003) sees personal detectors as the most reliable method to evaluate the radon exposure of the staff. In his study, he conducted ~ 3000 ^{222}Rn long-term measurements. Usually the lack of sufficient equipment does not allow the general use of active ^{222}Rn measurement devices with time resolution.

On the other hand, Hingmann *et al.* (2001) reported problems with the handling and regular wearing of the personal detectors. In addition, personal ^{222}Rn detectors do not allow identifying the locations with high activity concentrations to set dose reduction measures. Nagels *et al.* (2009) pointed out, that effective doses for workers of external companies could be calculated on basis of the local ^{222}Rn concentrations.

3.2 Equipment and determination of the radon activity concentration

During visits at waterworks, it could be helpful to start with active measurements (as conducted by Fisher *et al.*, 1996; Hingmann *et al.*, 2001; Vaupotic, 2002; Ringer *et al.*, 2008; Nagels *et al.*, 2009; Stietka *et al.*, 2014). Such short-term measurements – preferably conducted with a high-efficiency active device with a display operated in flow mode (*e.g.* an ionization chamber) – can give a quick overview about the situation. Works in the course of the measurements can reduce the present activity concentration by ventilation effects or low water flow rates. Keeping the ventilation and operation conditions in the usual state during the measurements can prevent this and ensures representative results. This is especially important for short-term measurements.

Out of the active short-term measurements, one can decide to shorten the measurement time of the passive long-term measurements or to split it up to prevent overexposure, in case of high ^{222}Rn activity concentrations. Overexposure causes

high track densities on the detector film, which can make the evaluation impossible. Further, the results of the active devices can help to speed up for prompt remediation measures. In order to obtain more reliable values for rapid technical remediation measures, it can be helpful to conduct passive short-term measurements.

For ^{222}Rn measurements in indoor air in general, passive SSNTDs have a well-documented history of application (Tommasino, 2001). For the determination of the annual effective dose caused by ^{222}Rn in waterworks, the literature listed in Table 1 shows, that passive long-term measurements with SSNTDs are a reasonable choice. The closer the measurement time is to one year, the more representative it will be of annual average radon levels.

As can be seen in Table 1, the determination of the local ^{222}Rn activity concentration is the mainly used method, whereas in the studies of Nagels *et al.* (2009) and Trautmannsheimer *et al.* (2003), the dose calculations were based on the personal ^{222}Rn exposures.

Normally, installing one detector in every room where persons stay is adequate for the determination of the local exposure. Within rooms with large air spaces, the radon activity concentration can vary considerably. In this case, several detectors within one room provide a more realistic exposure scenario.

For ^{222}Rn in indoor air in general, an optimal height for positioning the detector is the breathing zone (EPA, 1993). A position should be selected, where the detector will not be disturbed during the measurement period or disturbs the ongoing works of the waterworks staff. For waterworks, especially in the field of drinking water production, hygiene is very important issue, which has to be considered *e.g.* for positioning the measurement devices. In addition, measurements should not be conducted near drafts caused heating or vents (EPA, 1993).

For the proof of effectiveness of the set dose reduction measures, it is necessary to repeat the measurements after a remediation process (*e.g.* Ringer, 2008). In case of high annual effective doses, the repeat of measurement after remediation is enshrined in the national act or ordinance, *e.g.* BMLFUW (2008).

Additionally to the ^{222}Rn measurement devices, a dose rate meter is frequently used as a supplementary instrument in waterworks (Ringer *et al.*, 2008). It can help to identify water filters enriched with ^{226}Ra , which could be a source of ^{222}Rn emanation. Besides, the filter materials as well as the residues from the backwash process can contain several other, natural radionuclides (Fonollosa *et al.*, 2015).

3.3 Evaluation of measurement results

If the measurements are intended to provide a representative annual-average radon concentration, there are some general considerations. These should be given to measurement variability and the predictive value of the results, given the uncertainties that arise from spatial, temporal and instrument variations (WHO, 2009). Especially for waterworks, temporal variations depending on the operation mode of the water treatment have been documented in Fisher *et al.* (1996) and seasonal variations in Stietka *et al.* (2013).

Concerning seasonal variations for radon in indoor air in general, depending on the country, there are different

circumstances and approaches to handle this problem. In some countries, measurements made in various seasons are adjusted to estimate an annual-average ^{222}Rn concentration based on “typical” seasonal variations (Baysson *et al.*, 2003). For measurements of a few months, the WHO (2010) suggests, that a seasonal adjustment factor, if available, may be applied to obtain an estimate of the annual average value. In Austria, these factors have been defined especially for waterworks, which include a correction for the ^{222}Rn activity concentration, depending on the season, as well as for its uncertainty depending on the measurement duration (Stietka *et al.*, 2014).

To evaluate the measured ^{222}Rn exposures with regard to the effective dose of the waterworks staff, usually an equilibrium factor of 0.4 is applied, as can be seen in Table 1. The applied equilibrium factor of 1.0 in Fisher *et al.* (1996) was declared as conservative basis for the calculation of the working-level month.

4 Conclusion

This literature review on studies directly associated with ^{222}Rn measurements in waterworks, covering more than 800 waterworks in nine regions, shows that ^{222}Rn can exhale in large amounts through open water surfaces in this working area and cause a significant dose contribution for the staff. For the ^{222}Rn activity concentration in indoor air of waterworks, values higher than 50000 Bq m^{-3} were documented in the literature (Marinko *et al.*, 2004) and annual effective doses as high as 56 mSv y^{-1} were reported (Ringer *et al.*, 2008).

In this study, measurement strategies for ^{222}Rn in waterworks were collected and analysed. The results of ^{222}Rn measurements in indoor air of waterworks mostly serve as basis for dose assessment. The assessment of the workers’ effective dose can be done either on basis of the personal exposure or on basis of the local activity concentrations and the residence times. The determination of the local exposure allows for the identification of spots with high activity concentrations to set dose reduction measures.

Personal detectors do not require the survey of the residence times at specific locations and therefore avoid problems caused by variations of the ^{222}Rn activity concentration. Especially at facilities with a water treatment, large diurnal variations depending on its operation mode were reported. Also during cleaning or repair works, different ^{222}Rn concentrations can occur. The average ^{222}Rn concentrations may considerably differ from those during the time spent of the staff and do not allow to determine the correct annual effective doses.

For the calculation of the annual effect dose, there is no clear indication in literature to use another equilibrium factor for waterworks than the generally recommended indoor value of 0.4. Overall, there are rare publications in the field of radon in waterworks. More investigation is needed, especially regarding ^{220}Rn , and influence factors on the dose conversion, e.g. the equilibrium factor, the distribution of aerosol diameters and the unattached fraction.

Acknowledgements. This work was done within the Joint Research Project IND57 MetroNORM in the framework of the European Metrology Research Programme (EMRP). MetroNORM is aimed to develop improved methods for laboratory and *in situ* measurements and to design standardised

procedures, as well as perform testing in industrial environment. The EMRP is jointly funded by the EMRP participating countries within EURAMET and the European Union.

References

- Aakerblom G, Hagberg N, Mjoenes L, Heiberg A. 2002. High indoor radon concentrations in some Swedish waterworks. In: *Natural ionizing radiation and health*, June 6–7, 2001, Oslo, pp. 45–54. Norwegian Academy of Science and Letters, Trondheim.
- AGES – Austrian Agency for Health and Food Safety. 2006. Strahlenexposition von Beschaeftigten in oberoesterreichischen Wasserwerken. AGES, Linz.
- Ahn GH, Lee JK. 2005. Construction of an environmental radon monitoring system using CR-39 nuclear track detectors. *NET* 37: 395–400.
- Banjanac R, Dragic A, Grabež B, Jokovic D, Markushev D, Panic B, Udovicic V, Anicin I. 2006. Indoor radon measurements by nuclear track detectors: applications in secondary school. *FU Phys. Chem. Tech.* 4: 93–100.
- Baysson H, Billion S, Laurier D, Rogel A, Tirmarche M. 2003. Seasonal correction factors for estimating radon exposure in dwellings in France. *Radiat. Prot. Dosim.* 104: 245–252.
- BMLFUW – Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management. 2008. Natuerliche Strahlenquellen-Verordnung, BGBl. II 2/2008. BMLFUW, Vienna.
- Chmielewska I, Chałupnik S, Bonczyk M. 2014. Natural radioactivity in drinking underground waters in Upper Silesia and solid wastes produced during treatment. *Appl. Radiat. Isot.* 93: 96–100.
- Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation. Off. J. L. 13: 1–73.
- Darby S, *et al.* 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ* 330: 223–330.
- EPA. 1993. Protocols for radon and radon decay product measurements in homes. EPA 402-R-92-003, Washington, DC.
- Fisher EL, Fuortes LJ, Field RW. 1996. Occupational exposure of water-plant operators to high concentrations of radon-222 gas. *J. Occup. Env. Med.* 38: 759–764.
- Fonollosa E, Nieto A, Penalver A, Aguilar C, Borrull F. 2015. Presence of radionuclides in sludge from conventional drinking water treatment plants. A review. *J. Environ. Rad.* 141: 24–31.
- Hingmann H, Ehert V, Heinrich W, Weber J, Hegenbart L. 2001. Radon in hessischen Wasserwerken – Einflussgroessen und Exposition der Beschaeftigten. In: Mueck K, Hefner A, Vana N (Eds.), *Strahlenschutz fuer Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen*. TUEV-Verlag, Koeln, pp. 182–185.
- ICRP Publication 65. 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at work. *Ann. ICRP* 23 (2).
- ICRP. 2009. Statement on Radon.
- Loomis DP. 1987. The relationship between water-system size and Rn-222 concentration in North Carolina public water supplies. *Health Phys.* 52: 69–71.
- Maringer FJ, Seidel C, Preinerstorfer A, Baumgartner A, Rechberger F, Schuff M, Stietka M. 2012. Ermittlung der aktuellen Häufigkeitsverteilung der natuerlichen Strahlenexposition der oesterreichischen Bevoelkerung. University of Natural Resources and Life Science, Vienna.
- Marinko J, Mjoenes L, Soederman A-L. 2004. Radon measurements in air in waterworks and indoor swimming pools – a primary mapping project. In: *4th European conference on protection against radon at home and at work*, June 28–July 2, 2004, Prague, Book of abstracts, p. 56.

- Nagels S, Ugi S, Urban M. 2009. Radon erhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Wuerttemberg. Karlsruhe Institute of Technology, Karlsruhe.
- Nazaroff WW, Doyle SM, Nero AV, Sextro RG. 1987. Potable water as a source of airborne Rn-222 in U.S. dwellings: a review and assessment. *Health Phys.* 52: 281–295.
- Nikezic D, Yu KN. 2000. Uncertainty in radon measurements with CR39 detector due to unknown deposition of Po-218. *Nucl. Instr. Meth. A* 450: 568–572.
- Ringer W, Simader M, Bernreiter M, Kaineder H. 2008. Mitigation of three water supplies with high radon exposure to the employees. *Radiat. Prot. Dosim.* 130: 26–29.
- Stietka M, Baumgartner A, Seidel C, Maringer FJ. 2013. Development of standard methods for activity measurement of natural radionuclides in waterworks as basis for dose and risk assessment – first results of an Austrian study. *Appl. Radiat. Isot.* 81: 279–283.
- Stietka M, Baumgartner A, Seidel C, Rechberger F, Ringer W, Maringer FJ. 2014. Radon in waterworks: dose assessment, analysis of influence parameters and improved methods of measurement. *Radiat. Prot. Dosim.* 160: 138–142.
- Trautmannsheimer M. 2002. Radonexponierte Arbeitsplaetze in Wasserwerken in Bayern. Bavarian Land Office for Environment, Augsburg.
- Trautmannsheimer M, Schindlmeier W, Börner K. 2003. Radon concentration measurements and personnel exposure levels in Bavarian water supply facilities. *Health Phys.* 84: 100–110.
- Tokonami S, Takahashi H, Kobayashi Y, Weihai Z, Hulber E. 2005. Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey. *Rev. Sci. Instrum.* 76: 3505–3509.
- Tomasino L. 2001. Personal dosimetry and area monitoring for neutrons and radon in workplaces. *Radiat. Meas.* 34: 449–456.
- UNSCEAR. 1988. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report to the general assembly with annexes, United Nations, New York.
- UNSCEAR. 2008. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly with scientific annexes. United Nations, New York.
- Vaupotic J. 2002. Radon exposure at drinking water supply plants in Slovenia. *Health Phys.* 83: 901–906.
- WHO. 2009. WHO handbook on indoor radon: a public health perspective.
- WHO. 2010. WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants.
- Yu KN, Nikezic D. 2012. Long-term measurements of unattached radon progeny concentrations using solid-state nuclear track detectors. *Appl. Radiat. Isot.* 70: 1104–1106.

Cite this article as: Stietka M, Baumgartner A, Kabrt F, Maringer FJ. 2017. Measurement strategies for radon in indoor air of waterworks – a review. *Radioprotection* 52(2): 101–107

Anhang

Investigation of Radon Soil Gas Measurements' Results for Improving the Measurement Techniques of the Radon Potential

Franz Kabrit^{1,2*}, Franz Josef Maringer^{1,2,3}

¹BEV - Federal Office of Metrology and Surveying, Arlsgasse 35, 1160 Vienna, Austria

²University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, LLC-Laboratory Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Vienna, Austria

University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

³Vienna University of Technology, Karlsplatz 13 1040 Vienna, Austria



Franz Kabrit
franz.kabrit@mailz.at

Introduction

Abstract

In 2012 and 2013 measurements of radio-ecologic relevant parameters for a better prediction of the radon potential were carried out in Austria at 100 sites; the radon activity concentration in soil gas, the soil's permeability, the local dose rate above the ground and the soil's mass activity concentration by gamma spectroscopy afterwards. The therefore used measurement techniques are analyzed, so the correlation between the different parameters and its uncertainties at each site are investigated in a more detailed way.

Material and Methods

Measurements

- 100 sites were investigated with three soil gas measurements each.
- The radon activity concentration of the soil gas was measured; First probes ($l = 1.6\text{ m}$, $\varnothing = 12\text{ mm}$) were hammered 1.4 m deep into the ground. Afterwards 100 ml soil gas was extracted with syringes (first volume was refused, due to fresh air in the probe) and filled into Alphaguard measuring devices (figures 1,2).
- The soil's permeability was measured by a system containing a flow measuring device, a pump and a manometer.
- The local dose rate 1 m above the ground was measured by a dosimeter with connected scintillator (figure 4).
- Soil samples up to 1 m depth were taken for analysis by gamma ray spectroscopy afterwards (figure 3).
- A long term measurement system was set up at one site during the period of the single measuring sites



Figure 1: Extracting soil gas.



Figure 2: Alphaguard measuring devices.



Figure 3: Taking a soil sample.

Figure 4: Measurement of the local dose rate.

Long Term Measurement

In figure 5 the results of the measurement system in autumn is shown. The correlation coefficient for the radon activity concentration and the air pressure between 1/10/2012 and 8/10/2012 was calculated: -0.37 and shows therefore a modest negative correlation. Between 28/9/2012 and 8/10/2012 the mean value of the radon activity concentration is 11.6 kBq/m^3 with a standard deviation of 14 %.

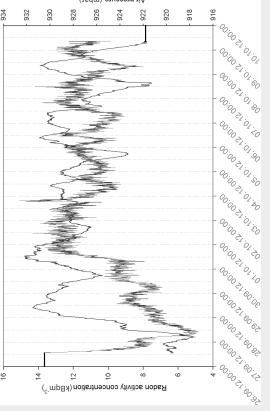


Figure 5: The chronological trend of the radon activity concentration

test test test

Adaption to Long Term Trend

As the chronological trend during the measurements is known, it was tried to adapt the values of the single measurements to the trend of the long period measurement with the assumption that the trend of the radon activity concentration at the different sites is the same. Therefore the ratio between the mean value of the

Determining the Result of one Site

- The radon activity concentration value of a probe was multiplied with a calibration factor, due to the fact, that volume of the detection chamber is bigger than the injected gas volume
- The measured values for probes which were not inserted into the ground to the full 1.4 m depth were multiplied with a correction factor: $\frac{a_{1.4}}{a_{depth}} \cdot a_{depth} = \text{aconst} * (1 - e^{-depth})$, $I = \sqrt{D * \lambda_{radon}^{-1}}$
- The mean value of the three different measurement values were taken and for its uncertainty the error

The mean value of the three different measurement values were taken, and for its uncertainty the propagation of the statistical standard uncertainties and the standard deviation of the single measurements was used, as shown in table 1

- An example of the calculation is given in table 2

Table 1: Calculation of the uncertainties

Uncertainty of measurement	u_1, u_2, u_3
Error propagation of single measurements	$u_a = \sqrt{\frac{u_1^2}{9} + \frac{u_2^2}{9} + \frac{u_3^2}{9}}$
Standard deviation of single measurements	$u_b = \sqrt{\sum_{i=1}^3 (x_i - \bar{x})^2 / 2.132}$
Error propagation of the calculated uncertainties	$u_{final} = \sqrt{\frac{u_a^2}{4} + \frac{u_b^2}{4}}$

Table 2: Example of the calculation at one site

	Value (kBq/m^3)	Uncertainty (kBq m^3)	Uncertainty (%)
Probe 1	29.9	Probe 1	3.7
Probe 2	69.2	Probe 2	4.9
Probe 3	19.7	Probe 3	1.9
Mean value	39.2	Error propagation of single measurements	2.1
		Standard deviation of single measurements	5.4
Mean value	39.2	Error propagation of the calculated uncertainties	24.3
Mean value	39.2	Error propagation of the calculated uncertainties	31.1

Results

Correlations

To find possible correlations the ratio between various pairs of parameters were calculated for each site. For each parameter pair, the mean value of the ratio, the standard deviation of the ratio, and the correlation coefficient was calculated. A correlation coefficient value around zero means no correlation, near one a strong positive correlation, and near -1 a strong negative correlation. The comparisons of the different parameters are shown in table 3.

- The correlation coefficient near zero regarding the uranium and radon ratio indicates that the uranium chain equilibrium is being broken, which can be explained by the different solubility of radium compounds and washing out processes
- With a coefficient of 0.43 the maximum of the measured radon activity concentrations at a site shows a stronger correlation with radium than the mean values of the measured radon activity concentration at a site. This can be explained with the fact that other parameters than the radium content, which influence the radon activity concentration in soil gas, can only decrease the concentration.

- The local dose rate above the ground is supposed to be influenced by the solid progeny of radon which stay in the ground after radon is decayed in the ground. This expectation is supported by a medium correlation with 0.49 between radon and the local dose rate. The correlation between the local dose rate and the radium activity concentration of 0.5 is of the same magnitude.
- Between the soil's permeability and radon activity concentration no correlation was found. That permeability could have an influence on the radon activity concentration was anticipated; low permeability could prevent the emergence from radon out of the soil.

Table 4: A comparison of the mean values and the adapted values within the different geologies with the amount of sites in brackets

Geology	222 radon (kBq/m^3)	± (%)	222 radon adapted (kBq/m^3)	± (%)
Semmering quartzite (6)	80.1	51	59.2	61
Alluvial fan (9)	92.3	35	53.2	55
Lower terrace (6)	70.5	73	37.4	82
Talus material (10)	61.3	51	34.9	83
Gneiss (15)	219.0	100	177.9	128
Mica slate, phyllite, sericite, schist (19)	52.8	62	36.8	54
Dolomit, lime (12)	24.4	94	18.8	87
Alluvial deposits, sand, tone (17)	48.1	56	23.8	50
Mean value		65		75

Discussion and Outlook

Discussion

To improve the prediction of radon potential a high correlation between the different parameters would be useful. For example, a high correlation between the local dose rate and the radon activity concentration would have a positive impact on the measuring time for assessing a particular site; a first indication of possible high radon activity concentration values in soil gas could be given by measuring the local dose rate. This could form the basis for estimating the necessity of further measurements at the site. Not only because it is easy to measure the local dose rate seems to be the proper parameter for a first estimation, it shows a relative high correlation with the radon activity concentration compared to the correlations between the different parameters. However the practical application in estimating a precise value of the radon activity concentration in soil gas could not be sufficient if the result is used to predict the radon indoor activity concentration as the estimation incorporates two factors with uncertainties, which may be too high for that approach. Overall the correlations between the different parameters are too low for meaningful assumptions about the magnitude of the soil-gas radon concentration to be made on the basis of measuring another parameter. This highlights the difficulty in prediction of the radon potential. It seems inescapable to measure the radon activity concentration in soil gas which have a direct impact on the radon indoor activity concentration. The set-up of a long-period measurement during the period of the single measurements does not improve the collected data following the analysis of the results. The attempt to adapt the single measurements using the observed chronological trend of the radon activity concentration was unsuccessful. The "adapted" values show

Outlook

These results suggest the parameters considered cannot be substituted for radon measurements in the prediction of the radon potential. Now it is important to investigate the impact of the different parameters on the radon indoor activity concentration. Of course there are other factors which have impact on the radon indoor activity concentration like construction techniques and the ventilation of foundation. However for a meaningful radon potential map, as postulated by the EU basic safety standards, the influence of the radon activity concentration in soil gas on the indoor radon activity concentration has to be obtained to assess the soil gas measurements for integrating their results in the radon potential map.

Funding

The described project, in which the measurements were taken, was funded by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management project number BMFNUW-JW 1.1.8/0208-V7/2012.



Franz Kabrt
franz.kabrt@mailz.at

Möglichkeiten und Grenzen der Ermittlung des lokalen Radonpotentials aus relevanten Messgrößen



Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen



University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Franz Kabrt^{1,2*}, Harry Friedmann³, Franz Josef Maringer^{1,2,4}

¹BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Arlsgasse 35, 1160 Wien

²Universität für Bodenkultur Wien, LCC-Labor Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Wien

³Universität Wien, Fakultät für Physik - Kernphysik, Währinger Straße 17, 1090 Wien

⁴Technische Universität Wien, Karlsplatz 13 1040 Wien

Einleitung

Radon Potential

- In den EU BSS wird gefordert Gebiete ausfindig zu machen, in denen eine signifikante Anzahl an Gebäuden den Grenzwert der Radon Aktivitätskonzentration überschreitet.
- Das Radonpotential steht für die erwartete Radon Innenraum Aktivitätskonzentration in Gebäuden eines bestimmten Gebietes. Somit repräsentiert die Österreichische nationale Radonpotentialkarte (Abbildung 1) die Umsetzung der geforderten Maßnahmen.

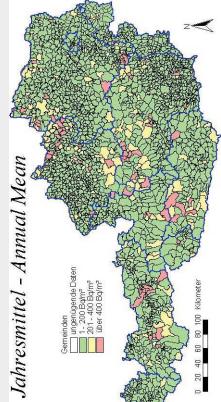


Abbildung 1: Österreichische Radonpotentialkarte.

Methodik

Messungen

- An 100 Plätzen wurden drei Bodengasmessungen durchgeführt.
- Die Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas wurde gemessen; Sonden ($l = 1,6\text{m}$, $\varnothing = 12\text{mm}$) wurden 1,4 m tief in den Boden geschlagen. Danach wurden 100 ml Bodengas mit Spritzen entnommen (das erste Volumen wurde verworfen, da sich zu Beginn noch Umgebungsluft in der Sonde befindet) und in ein AlphaGUARD Messgerät injiziert (Abbildungen 2,3).
- Die Permeabilität des Bodengases wurde mittels eines Systems aus einem Durchflussmesser, einer Pumpe und eines Manometers bestimmt.
- Die Ortsdosleistung wurde 1 m über dem Boden mit einem Dosimeter und einer angesteckten Szintillationssonde gemessen (Abbildung 5).
- Bodenproben aus bis zu 1 m Tiefe wurden genommen um sie Abbildung 2: Bodenprobenahme.
- Mittelwert des Insicherheit Korrelationen Abbildung 2: Die Korrelationskoeffizienten zwischen den verschiedenen Messgrößen

Interpolierte Karte

- Mithilfe der folgenden Gleichung wurden die Punkte zwischen den Messungen interpoliert um eine Karte der Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas (Abbildung 10) zu erstellen: $\hat{v}_i = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{1}{\rho_j} v_j}{\sum_{j=1}^n \frac{1}{\rho_j}}$

d ...Distanz, v_j ...Messwert.

- Viele Messungen wurden im Tal durchgeführt, was die Inhomogenitäten entlang der Linie erklärt.
- In dem Gebiet mit den höchsten Werten befinden sich die gneisigen Regionen.

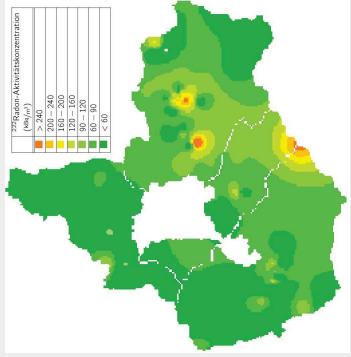


Abbildung 10: Interpolierte Karte der Radon Aktivitätskonzentrationen im Bodengas.

Abbildung 12: Geologische Karte.

Abbildung 11: Karte der Messpunkte.

Abbildung 12: Geologische Karte.

- Um Korrelationen aufzufinden zu machen, wurden zwischen den Messgrößen die Mittelwerte der Verhältnisse, deren Standardabweichung und der Korrelationskoeffizient berechnet, Abbildung 2. Ein Koeffizient 0 steht für keine, 1 für eine starke und -1 für eine starke negative Korrelation.

- Der Koeffizient zwischen den Aktivitätskonzentrationen zwischen Radium und dem Maximum von Radon weist einen höheren Wert auf als der zwischen Radium und dem Mittel von Radon. Ein Hinweis, dass sich andere Faktoren nur vermindert auf die Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas auswirken.
- Die Ortsdosleistung über dem Boden könnte signifikant von den Tochternukliden von Radon im Boden beeinflusst werden. Der Korrelationswert dieser beiden Messgrößen ist relativ hoch.



Tabelle 2: Die Korrelationskoeffizienten zwischen den verschiedenen Messgrößen

Mittelwert des Insicherheit Korrelationen

später im Labor gammaskopisch zu untersuchen (Abbildung 4).

- Die geographischen Koordinaten wurden aufgezeichnet um die lokalen Geologien anhand der steirischen GIS Homepage zu bestimmen (Abbildung 1).

Ergebnisse

Auswertung nach Geologien

In den Abbildungen 6, 7, 8 und 9 sind Boxplotdiagramme dargestellt, mit den verschiedenen Messgrößen unterteilt in geologische Kategorien, deren Details aus Tabelle 1 entnommen werden können. Es ist zu beachten, dass Hangschutt, Niederterasse und Schwemmfächer nur Konglomerate der anderen Geologien sind.

Tabelle 1: Geologien und Anzahl der Messplätze

Geologie	Kurz	Plätze	Geologie	Kurz	Plätze
Auzonen/ Alluvialterasse (Sand, Ton)	AU/AD	17	Hangschutt	HS/TM	10
Dolomit, Kalk, Rauhwacke	DKR/DL	12	Niederterasse	NT/LT	6
Glimmerschiefer, Phyllit, Schistschiefer	GPS/MS	19	Schwemmfächer	SF/AF	9
Grobgneis, Mikroklingneis	GN	15	Semmeringquarzit	SQ	6

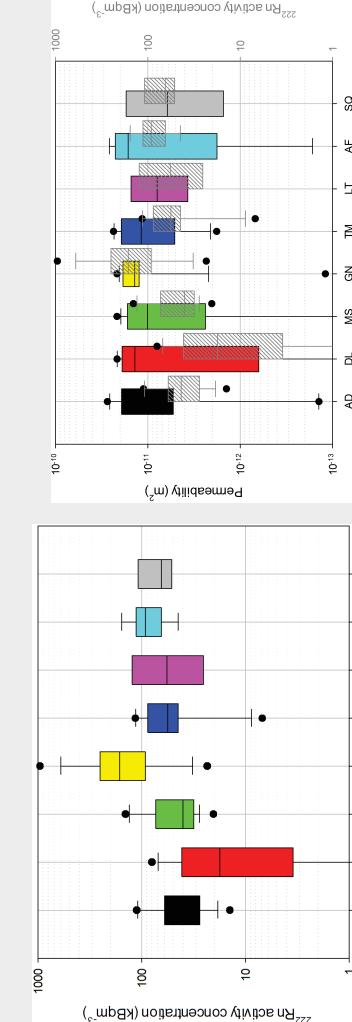


Abbildung 6: Boxplot der Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas unterteilt in die verschiedenen Geologien.

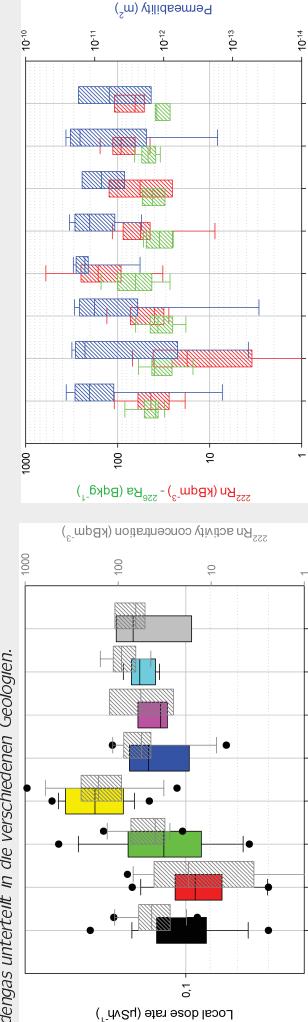


Abbildung 7: Die Permeabilität verglichen mit der Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas.

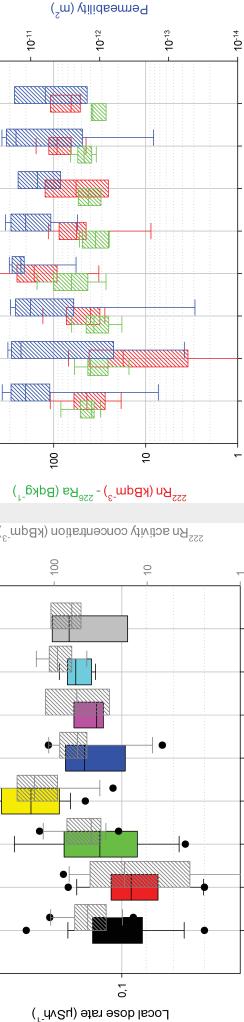


Abbildung 8: Die Ortsdosisleistung verglichen mit der Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas.

- Auf den verschiedenen Abbildungen können leichte Zusammenhänge zwischen den unterschiedlichen Messgrößen gesehen werden.
- Aufgrund der überlappenden Verteilungen fällt eine Kategorisierung nach Geologien schwer.

Abbildung 5: Messung der Ortsdosisleistung.

Bild: Messung der Ortsdosisleistung.

Wertewert des Ortsdosisleistungs-Sensors.

Wertewert des Ortsdosisleistungs-Sensors.

Diskussion und Ausblick

Diskussion

- Die Geologie eines Gebietes liefert erste Informationen über Radon Aktivitätskonzentrationen. Gneisige Gebiete können als Gebiete mit hohen und kalkhaltige Gebiete als Gebiete mit geringen Aktivitätskonzentrationen angesehen werden.

- Eine Verbindung zwischen Aktivitätskonzentrationen im Bodengas und in Innenräumen ist wichtig zur Bewertung solcher Messergebnisse. Auch relativ niedrige Aktivitätskonzentrationen im Bodengas könnten schon ausreichen um Aktivitätskonzentrationen in Innenräumen über dem Grenzwert hervorrufen zu können.
- Auch die anderen Messgrößen müssen auf Korrelationen mit der Aktivitätskonzentration in Innenräumen untersucht werden. Die Ortsdosisleistung zeigt zum Beispiel eine relativ hohe Korrelation mit der Radon Aktivitätskonzentration im Bodengas, es kann aber nicht davon ausgegangen werden, dass deswegen auch eine hohe Korrelation mit der Aktivitätskonzentration in Innenräumen besteht.
- Anhand geologischer Aspekte könnten Gebiete schon im Vorhinein als Gebiete niedrigen oder zu hohen Radonpotentials eingestuft werden. Messungen werden dann dort durchgeführt, wo weitere Kriterien zur Abschätzung herangezogen werden müssen.

- Während des Messzeitraumes wurden Langzeitmessungen durchgeführt. Die Messergebnisse der Radonaktivitätskonzentration wurden an diesen Messverlauf angepasst (multipliziert mit dem Verhältnis zwischen Mittel und Wert zum selben Zeitpunkt der Langzeitmessung). Die Standardabweichungen der Mittelwerte der Aktivitätskonzentrationen unterteilt in die verschiedenen Geologien sind so aber größer als die der gemessenen Werte, weswegen diese Anpassung nicht als sinnvoll erachtet wird. Der zeitliche Verlauf einer Langzeitmessung lässt sich somit nicht auf das ganze Gebiet übertragen.

Ausblick

- Für eine sinnvolle Interpretation von Bodengasmessungen müssen die Ergebnisse dieser mit den Innenraummessungen ausgewertet werden.
 - Analyse nach geologischen Gegebenheiten und nach Distanzen
 - Berücksichtigung baulicher Faktoren

Anmerkung

Das Projekt, in dem die Messungen durchgeführt wurden, wurde vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserschutz finanziert (BMLFUW-UW 1.1.8/0208-V/7/2012). Ein großes Dankeschön geht an die Bevölkerung und die Bürgermeister der Gemeinden, Spital am Semmering, Ganz und Langenwang.

Correlations of Radon Measurements in Soil Gas and Indoor for Improving the Prediction of an Area's Radon Potential

Franz Kabrt^{1,2*}, Andreas Baumgartner², Harry Friedmann³, Valeria Gruber⁴,

Wolfgang Ringer⁴, Franz Josef Maringer^{1,2,5}

¹BEV - Federal Office of Metrology and Surveying, Arltgasse 35, 1160 Vienna, Austria

²University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Low-Level Counting Laboratory Arsenal, Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Vienna, Austria

³University of Vienna, Nuclear Physics, Währinger Straße 17, 1090 Vienna, Austria

⁴Austrian Agency for Health and Food Safety, National Radon Centre of Austria, Wieningerstrasse 8, A-4020 Linz, Austria

⁵Vienna University of Technology, Karlsplatz 13, 1040 Vienna, Austria



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna University of Technology

Introduction



- Action plans against radon demanded by EU-BSS
 - Reference level not higher than 300 Bq/m³
 - “action to identify dwellings, with radon concentrations exceeding the reference level”
 - Annex: “Strategy ... for the establishment of other relevant parameters (such as soil and rock types, permeability and radium-226 content of rock or soil)”

Introduction



- Project for radon mapping in Austria
 - 2011/12
 - Soil gas and indoor measurements
 - Main focus on geology
- Now soil gas values interpolated and compared to indoor values

19.10.2017

Franz Kabrt

3

Material and Methods



- 100 sites with three probes each
- Soil gas extraction with 200 ml syringe
- First 200 ml refused



19.10.2017

Franz Kabrt

4



Material and Methods

- Afterwards 150 ml injected in Alphaguards
- Result multiplied with calibration factor
- Mean value was calculated



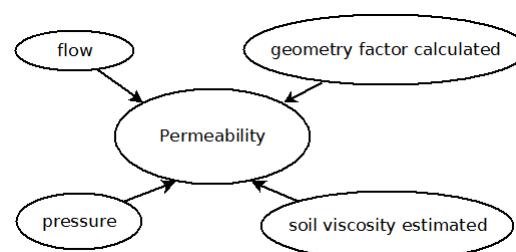
19.10.2017

Franz Kabrt

5



Material and Methods



19.10.2017

Franz Kabrt

6

Material and Method

- Ambient dose equivalent rate
- 100 cm over ground
- Mean value of 5 minutes



19.10.2017

Franz Kabrt

7

Material and Methods

- Soil samples
- Up to 100 cm depth
- Analysis of $^{226}\text{Radium}$ and $^{238}\text{Uranium}$



19.10.2017

Franz Kabrt

8

Material and Methods

- 963 dwellings
- Indoor measurements with SSNTD detectors
- Over six months measurement duration

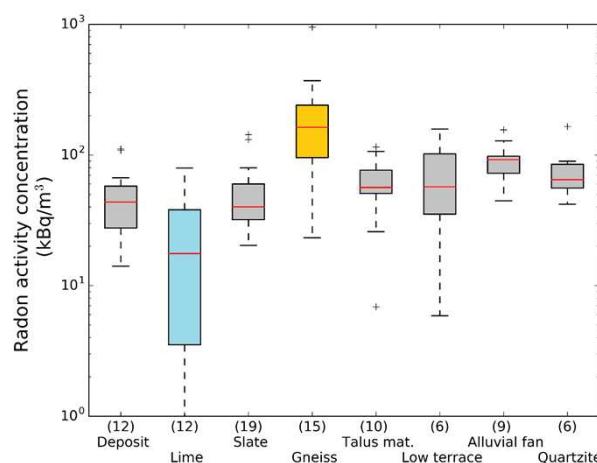


19.10.2017

Franz Kabrt

9

Results - Radon activity concentration in soil gas



19.10.2017

Franz Kabrt

10

Correlation coefficients – soil gas



Parameters	Correlation between the two parameters
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $a(^{238}\text{U})$, Bq/kg	0.09
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	0.35
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / permeability, m ²	-0.03
$u_r(c_A(^{222}\text{Rn}))$, % / permeability, m ²	-0.13
$c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $\dot{H}^*(10)$, $\mu\text{Sv}/\text{h}$	0.49
$\dot{H}^*(10)$, $\mu\text{Sv}/\text{h}$ / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	0.5
$a(^{238}\text{U})$, Bq/kg / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	0.67
Maximum $c_A(^{222}\text{Rn})$, kBq/m ³ / $a(^{226}\text{Ra})$, Bq/kg	0.43

19.10.2017

Franz Kabrt

11

Inverse weighting



- Interpolation of radon activity concentration in soil gas at coordinates of indoor value $u(x)$
- u_i soil gas value at site
- $d(x, x_i)$ distance between points
- p power parameter for weighting

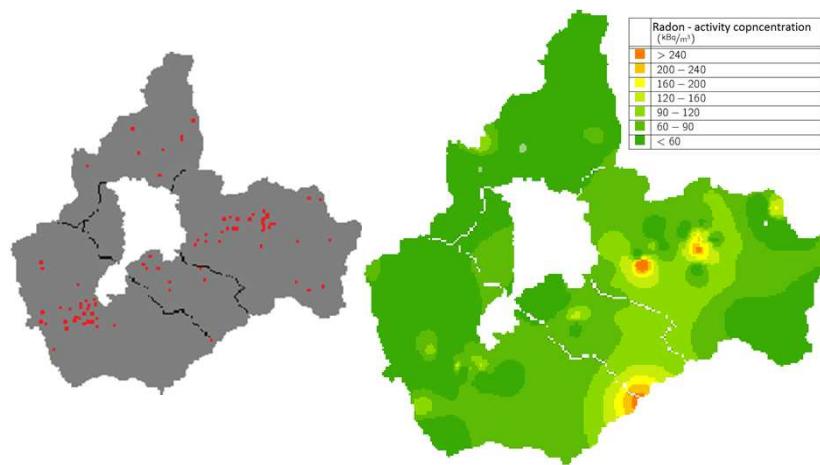
$$\bullet u(x) = \frac{\sum_{i=1}^N u_i / d(x, x_i)^p}{\sum_{i=1}^N 1 / d(x, x_i)^p}$$

19.10.2017

Franz Kabrt

12

Inverse weighting – soil gas

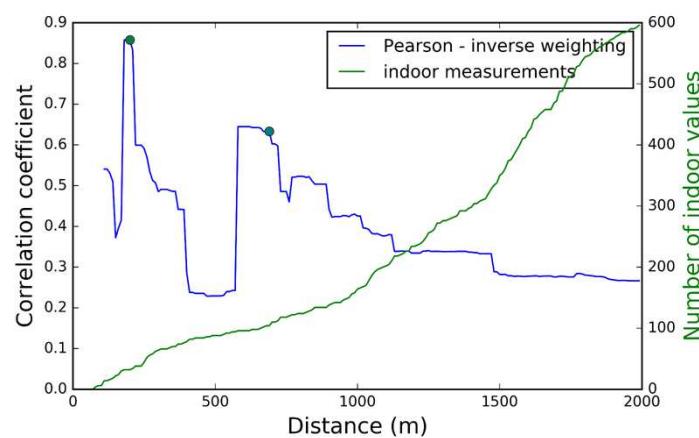


19.10.2017

Franz Kabrt

13

Inverse weighting – correlation soil gas/indoor



19.10.2017

Franz Kabrt

14

Inverse weighting – correlation soil parameters/indoor



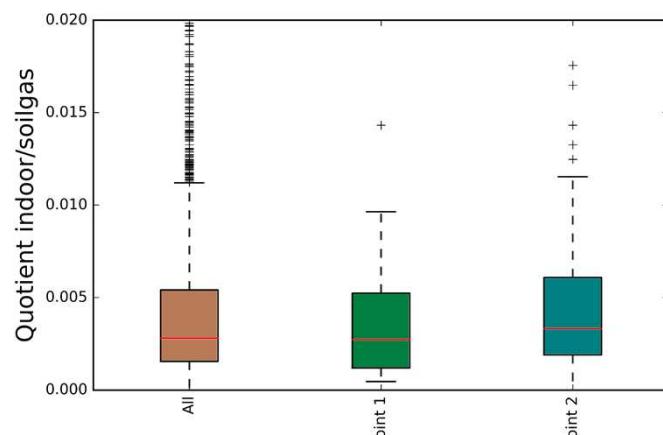
	Dwellings		Pearson correlation with indoor values					
	Amount	Max. distance	Radon	Max.	Dose rate	Permeability	Ra ²²⁶	
First point	32	200 m	0.86	0.86	0.24	-0.57	0.32	
Second point	104	690 m	0.63	0.65	0.02	-0.27	0.1	
All	1926	4913 m	0.19	0.20	0.08	-0.09	0.02	

19.10.2017

Franz Kabrt

15

Quotient – soil gas/indoor

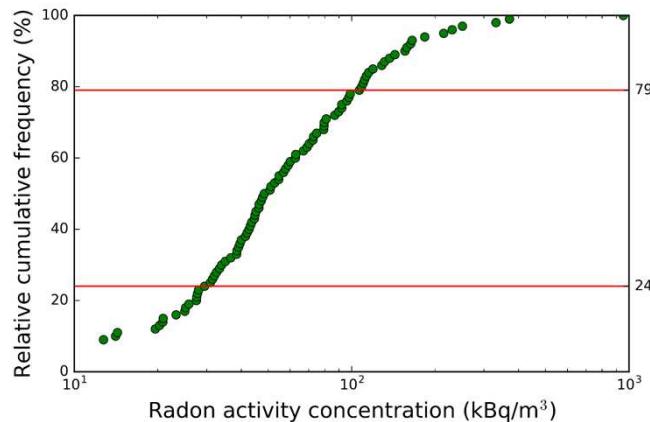


19.10.2017

Franz Kabrt

16

Relative cumulative frequency - soil gas



19.10.2017

Franz Kabrt

17

Discussion



- Mapping with soil gas measurements
 - Soil gas activity concentration highest factor
 - Correlation with indoor values important for meaningful interpretation
- Investigation with closer distances
 - More sites, less measurements at one site?
- More details, like consideration of construction characteristics → paper

19.10.2017

Franz Kabrt

18

Thank you for your attention

Special thanks to the the *Austrian Association for Radiation Protection* for the financial support for the participation at the IRPA14

The project was funded by the *Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management* project number BMLFUW-UW 1.1.8/0208-V/7/2012.



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna



UNIVERSITY
OF VIENNA



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna University of Technology



A comparison of radon indoor measurements with interpolated radon soil gas values using the inverse weighting method on measured results

Franz Kabrt^{1,2*}, Andreas Baumgartner², Michael Stietka², Harry Friedmann³, Valeria Gruber¹, Wolfgang Ringer¹, Franz Josef Maringer^{2,4,5}

¹Austrian Agency for Health and Food Safety, Spargelfeldstraße 191, A-1220 Vienna/
Wieningerstraße 8, A-4020 Linz, Austria

²University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Low-Level Counting Laboratory Arsenal,
Faradaygasse 3, Arsenal 214, 1030 Vienna, Austria

³University of Vienna, Nuclear Physics, Währinger Straße 17, 1090 Vienna, Austria

⁴BEV - Federal Office of Metrology and Surveying, Arlgasse 35, 1160 Vienna, Austria

⁵Vienna University of Technology, Karlsplatz 13, 1040 Vienna, Austria

13th International Workshop on the Geological
Aspects of Radon Risk Mapping
Prague, 15.09.2016

Austrian Agency for Health and Food Safety



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH
www.ages.at

Introduction



- Project for radon mapping in Austria in 2011/12
- Soil gas and indoor measurements
- Mainly to investigate correlation on the basis of the geologies
- Investigation of geological versatile region in Austria
- Attempt for direct comparision of soil gas and indoor values → interpolation of soil gas values

Material and Method



- Soil gas extraction with 200 ml syringe
 - First 200 ml refused
- Afterwards 150 ml injected in Alphaguards
- Result multiplied with calibration factor
- Mean value was calculated



www.ages.at 3

Material and Method



- Indoor measurements with SSNTD detectors
- Over six months measurement duration



www.ages.at 4

Inverse weighting



- Interpolation of radon activity concentration in soil gas at coordinates of indoor value $u(x)$
- u_i soil gas value at site
- $d(x, x_i)$ distance between points
- p power parameter for weighting

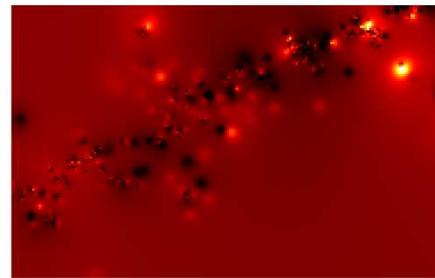
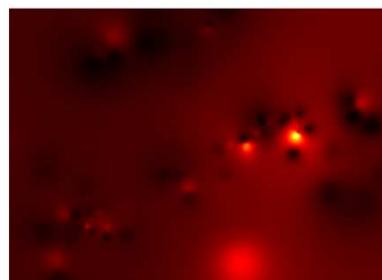
$$\bullet u(x) = \frac{\sum_{i=1}^N u_i / d(x, x_i)^p}{\sum_{i=1}^N 1 / d(x, x_i)^p}$$

www.ages.at 5

Interpolated Map



- Soil Gas
 - Power Parameter: 2.5
- Indoor
 - Power Parameter: 2.5

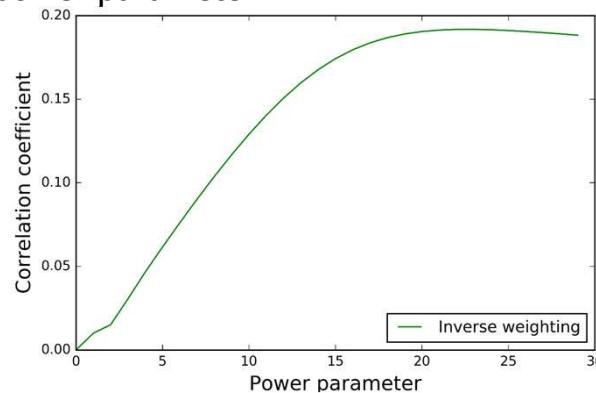


www.ages.at 6

Determining power parameter



- The correlation between the interpolated soil gas and indoor radon activity concentration in dependency of the power parameter



www.ages.at 7

Interpolated Map



- Soil Gas

- Power Parameter: 23



- Indoor

- Power Parameter: 23

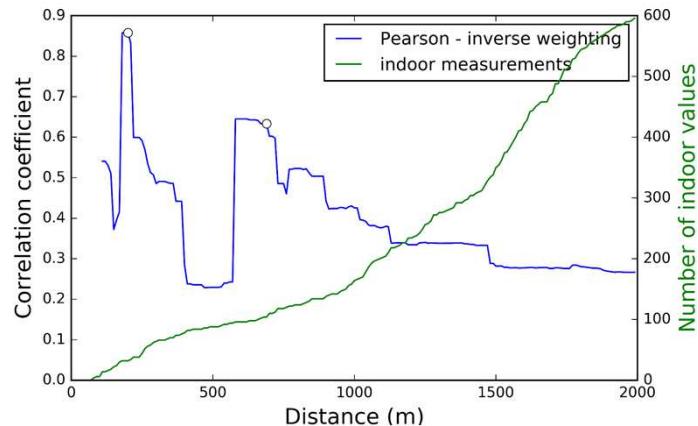


www.ages.at 8

Correlation between indoor and soil gas



- Calculated in dependency on distance to nearest site
 - Power Parameter: 23

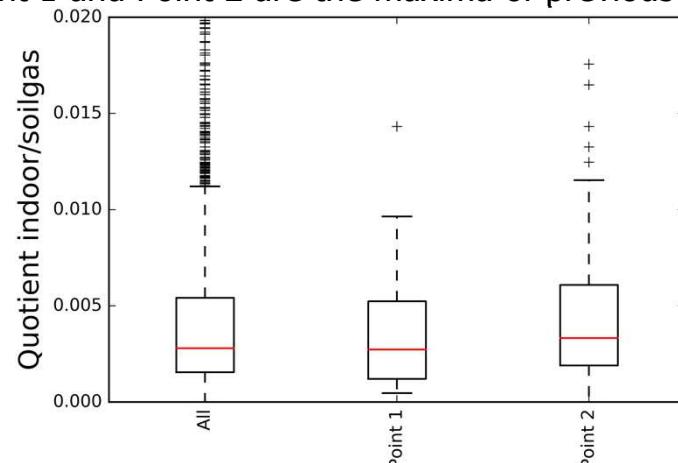


www.ages.at 9

Quotient indoor / soil gas



- Point 1 and Point 2 are the maxima of previous figure

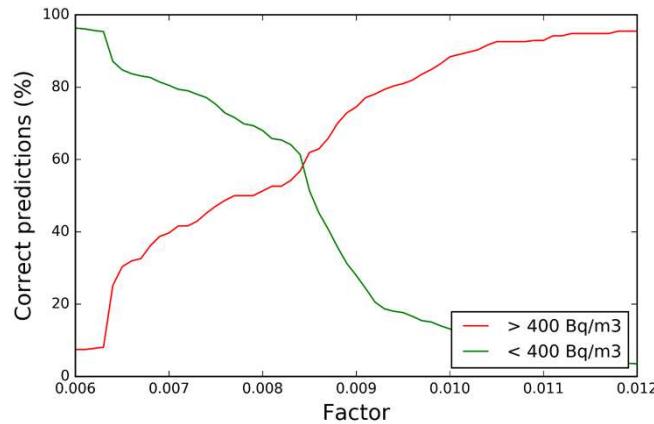


www.ages.at 10

Prediction of indoor level



- Prediction if indoor activity concentration goes below or exceeds 400 Bq/m^3

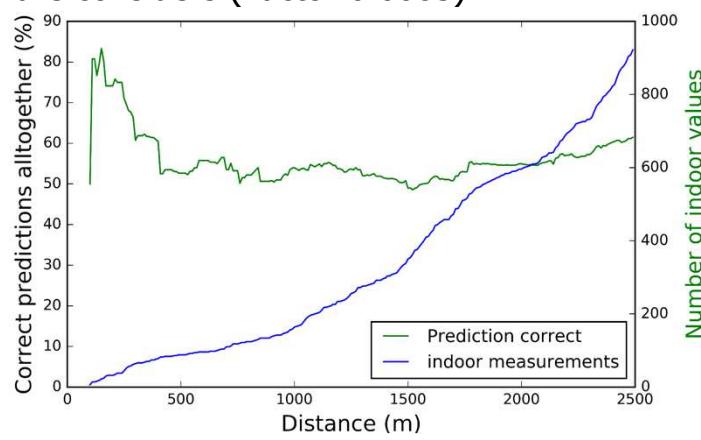


www.ages.at 11

Prediction of indoor level



- Only buildings within a certain distance to the nearest site are considered (Factor 0.0085)

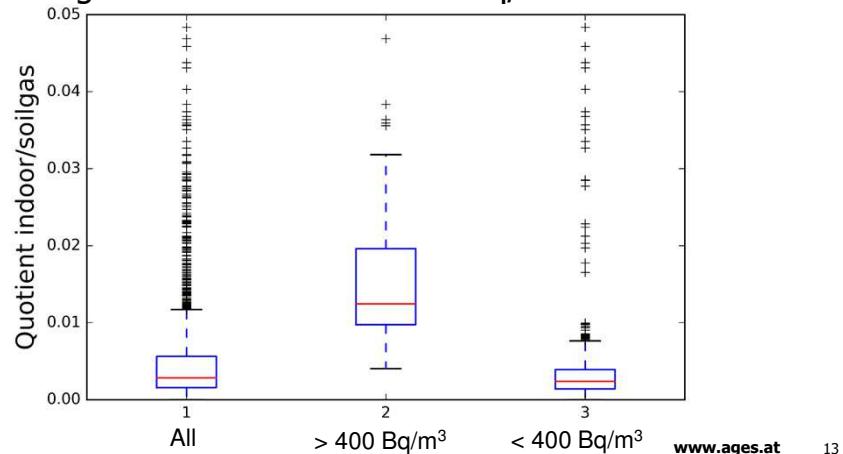


www.ages.at 12

Quotient indoor / soil gas

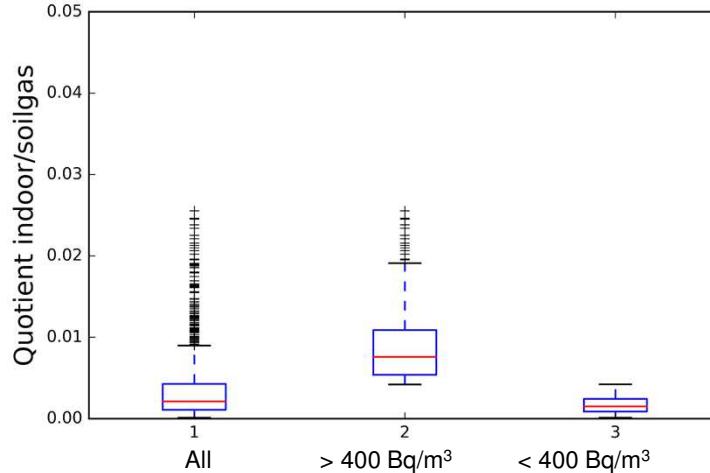


- The sets of the quotient are split where the indoor levels go below or exceeds 400 Bq/m³



www.ages.at 13

Quotient of another area



www.ages.at 14

Prediction on basis of indoor data



- Instead of the soil gas values the indoor values are used for interpolation

	Area 1	Area 2	
Power Parameter	2.5	23	2.5
Exceeding 400 Bq/m ³	37 %	38 %	44 %
Going below 400 Bq/m ³	90 %	88 %	81 %
Alltogether	63 %	63 %	61 %

Conclusion



- Power Parameter does not have high impact on prediction
- Hard prediction of indoor value for a single building
 - Even when measurements are existent in vicinity
- Different Quotient between radon in soil gas and indoor when indoor level exceeds limit
 - Building characteristics have higher impact than radon in soil gas?



Thank you for your attention!

The project was funded by the *Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management* project number BMLFUW-UW 1.1.8/0042-V/7/2010 and 1.1.8/0208-V/7/2012



Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

A simplified measurement method for on-site determination of the radon emanation from building materials

Franz Kabrt^{1,2}

Andreas Baumgartner¹

Michael Stietka¹

Franz Josef Maringer^{1,2}

¹ University of Natural Resources and Life Sciences, Low-Level Counting
Laboratory Arsenal

² BEV – Austrian Federal Office of Metrology and

Introduction



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Emanation
- Exhalation
- Establishing a simple Method for estimation of radon
Emanation of a material
- Literature search -> Measuring the radon activity
concentration in a tight vessel

Activity concentration in a closed container



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

$$\blacksquare \frac{d}{dt} C = -\lambda C - \lambda_l C - \lambda_b C + E_0 + \lambda_l C_0$$

- C ... activity concentration in container
- λ ... radon decay constant
- λ_l ... leakage constant
- λ_b ... back diffusion constant
- E_0 ... radon emanation
- C_0 ... activity concentration in ambient air

19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

3

Activity concentration in a closed container



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

$$\blacksquare C = (C_i - \frac{E_0 + \lambda_l C_0}{\lambda + \lambda_l + \lambda_b}) \left(e^{-(\lambda + \lambda_l + \lambda_b) * t} \right) + \frac{E_0 + \lambda_l C_0}{\lambda + \lambda_l + \lambda_b}$$

- C_i ... initial activity concentration in container

$$\blacksquare C_\infty = \frac{E_0 + \lambda_l C_0}{\lambda + \lambda_l + \lambda_b}$$

- C_∞ ... equilibrium activity concentration

19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

4

Measurement system



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Material in a sealed (grease) desiccator
 - Emanation = Exhalation because of density and volume
- Laboratory measurements for determining λ_l and λ_b
 - Measurements carried out with Canary Pro
 - Curve fit with Python (SiPy)
- Final measurement procedure only demands the measurement of C_∞

Determining leakage λ_l



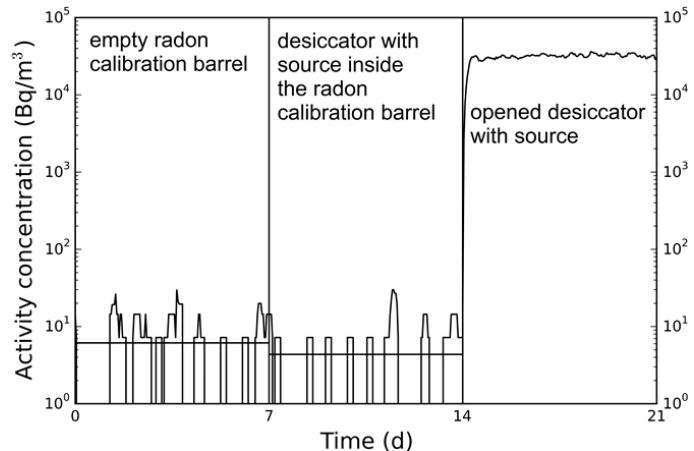
Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- First week
 - Activity concentration in empty barrel was measured
- Second week
 - Desiccator with source inside put into calibration barrel
- Third week
 - Desiccator opened

Determining leakage λ_l



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna



19.10.2017

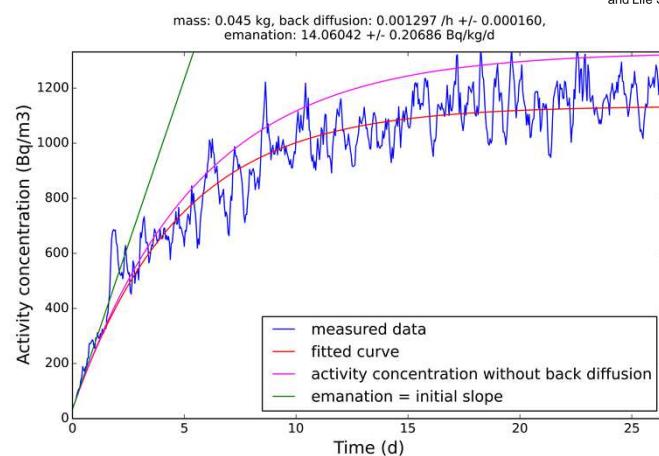
Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

7

Determining back diffusion λ_b



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna



19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

8

Results measuring the build up curve



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

	Mass (kg)	Emanation (Bq/kg/d)	Back diffusion (1/h)	Emanation with back diffusion neglected (Bq/kg/d)
	0.045	14.06 ± 0.20	$1.3 \cdot 10^{-3} \pm 1.7 \cdot 10^{-4}$	12.44 ± 0.05
	0.048	9.50 ± 0.16	$-2.3 \cdot 10^{-3} \pm 1.6 \cdot 10^{-4}$	11.63 ± 0.07
	0.090	10.56 ± 0.31	$5.9 \cdot 10^{-4} \pm 2.8 \cdot 10^{-4}$	11.18 ± 0.09
	0.135	13.05 ± 0.15	$1.8 \cdot 10^{-3} \pm 1.6 \cdot 10^{-4}$	11.35 ± 0.05
Mean		11.79 ± 1.84	$3.7 \cdot 10^{-4} \pm 1.6 \cdot 10^{-3}$	11.65 ± 0.48

Simplified measurement procedure



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Leakage λ_l can be neglected
- Back diffusion λ_b can be neglected
- Determining C_∞ by two containers with same amount of material and two passive radon detectors
 - After a certain time when equilibrium is reached, the first container is opened
 - After another time period the second container is opened
 - C_∞ is calculated by difference of doses and time

Simplified measurement procedure



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna



19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

11

Simplified measurement procedure



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- $E_0 = C_\infty * (\lambda + \lambda_b)$
- $C_\infty = \frac{(D_b - D_a) * V}{\Delta t}$
- Results using the simplified method:

Back diffusion (1/h)	Emanation (Bq/d/kg)	Uncertainty (%)
0	15.4	28
0.00037 ± 0.0016	16.1	29

19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

12

Cocnclusion



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Leakage can be neglected using desiccators sealed with grease
- Back diffusion can be neglected (grain size $\leq 100 \mu\text{m}$)
- Only equilibrium activity concentration has to be measured
- Simple method for estimation of a material's radon emanation



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Thank you for your attention!

The EMRP is jointly funded by the EMRP participating countries within EURAMET and the European Union.



Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Development of a Measurement Procedure for Radon in Waterworks

Michael Stietka^{*1}
Andreas Baumgartner¹
Franz Kabrt^{1,2}
Franz Josef Maringer^{1,2}

1 University of Natural Resources and Life Sciences,
Low-Level Counting Laboratory Arsenal
2 BEV – Austrian Federal Office of Metrology and
^{*} corresponding author

... :: ::

Introduction



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Study within MetroNORM Project, an European Metrology Research Programme (EMRP)
- EU Basic Safety Standards
 - Protection from radon
 - Homes and working places
- Specific examination of measurements in waterworks

Radon in Waterworks



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Radon diffuses from the ground into ground water
- Open water surfaces and high water flow rates in waterworks
- Impact factors
 - Pathways of aquifers
 - Minerologic composition
 - Soil's permeability



19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

3

Information from Literature



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Different conditions in waterworks compared to dwellings
 - Emanation from water much more important
 - Much higher activity concentrations
 - Significant contribution to the annual effective dose for staff

19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

4

Information from Literature



Table 1. Overview on studies on the determination of radon in waterworks.

Country / Region	No. of waterworks	Results published	^{222}Rn in air methodology	^{222}Rn in air	^{222}Rn in raw water	F applied	Occupational annual effective dose	Reference
Poland / Upper Silesia	9	annual effective dose	SSNTD for local exposure (CR-39 type; 3-6 months)	max. 38000 Bq/m ³	20.5 Bq/l (mean), 14.0 Bq/l (median)	0.4	1 of 9 > 1 mSv/a *	Chmielewska et al., 2014
Austria / whole country except Upper Austria	21	^{222}Rn in air and water, ^{222}Rn in air, annual effective dose	SSNTD for local exposure (CR-39 type; 3 months and 2 weeks), ionizing chamber	< 29 % < 1 kBq/m ³ < 29 % < 5 kBq/m ³ < 14 % 10 kBq/m ³ < 8 % ***	0.4	0.03 - 5.31 mSv/a, 0.92 mSv/a (mean), 0.49 mSv/a (median)	> 25 of 275 > 3 mSv/a **	Stietka et al., 2014
Germany / Baden-Württemberg	117	^{222}Rn in air, annual effective dose	SSNTD for local (2 weeks) and personal exposure (3 months), ionizing chamber, working level meter	49 % < 1 kBq/m ³ 91 % < 5000 Bq/m ³ ***	0.4	17 of 275 > 6 mSv/a > 25 of 275 > 3 mSv/a **	Nagels et al., 2009	
Austria / Upper Austria	45	^{222}Rn in air	Electrostatic ion chamber, ionizing chamber, silicon detector	55 % < 1000 Bq/m ³ , 91 % < 5000 Bq/m ³ **	3 of 45 > 6 mSv/a *	Ringer et al., 2008		
Sweden / Falun, Malmö, Växjö, Umeå, Örebro	60	^{222}Rn in air, annual effective dose	SSNTD for local exposure (1-3 months)	49 of 60 > 1 kBq/m ³ , 21 of 60 > 4 kBq/m ³ *	up to 20 mSv/a	Marinko et al., 2003		
Germany / Bavaria	~ 500	^{222}Rn in air and water, annual effective dose	SSNTD for local (CR-39 type, 2 weeks) and SSNTD for personal exposure (CR-39 type, 2 months)	54 % > 1 kBq/m ³ , 30 % > 3 kBq/m ³ ***	max. 1200 Bq/l	0.4	12 % > 6 mSv/a, 5 % > 20 mSv/a **	Trautmannsheimer, 2003
Slovenia / whole country	10	^{222}Rn in air and water, ^{222}Ra in water, annual effective dose	Air alpha scintillation cells (instantaneous), SSNTD for local exposure (1 month)	40-2600 Bq/m ³	0.5-33 Bq/l	0.4	0-3.0 mSv/a	Vaupotic, 2002
Germany / Hesse	22	^{222}Rn in air, ^{222}Rn in water, annual effective dose	Passive devices for local and personal exposure, active devices for local exposure	0-20000 Bq/m ³			usual works < 6 mSv/a, additionally 0.06 - 0.3 mSv per tank cleaning	Hingmann et al., 2001
USA / Iowa	31	^{222}Rn in air	SSNTD for local exposure (1 year), continuous ^{222}Rn air monitor (3-6 days)	15-4921 Bq/m ³ , < 18 of 31 < 148 Bq/m ³ < 12 of 31 < 740 Bq/m ³ < 1 of 31 *	1.0	0.005-0.65 WL/M/a		Fisher et al., 1996

*) x of y > z indicates, that in x of y waterworks levels higher than z were determined. (only one general value per waterworks given).

**) x of y > z indicates, that for x of y workers, levels higher than z were determined.

***) y % < z indicates, that at y % of the measurement points levels lower than z were determined.

Reported Values



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

▪ Maximum Values from Literature

- 50 000 Bq/m³ radon in indoor air (Marinko et al., 2003)
- 1 200 Bq/l radon in water (Trautmannsheimer, 2003)
- 56 mSv/a for annual effective dose for the staff (Ringer et al., 2008)

Important Parameters



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Radon activity concentration in indoor air
- Methodology for determination of indoor activity concentration
- Radon activity concentration in water
- Equilibrium factor F applied for dose calculation
- Annual effective dose of the staff

19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

7

Measurements



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Different activity concentrations during cleaning or repair
- Variations depending on operation mode of water treatment
- Enrichment of radium in filter material can be additional radon source

19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

8

Measurements



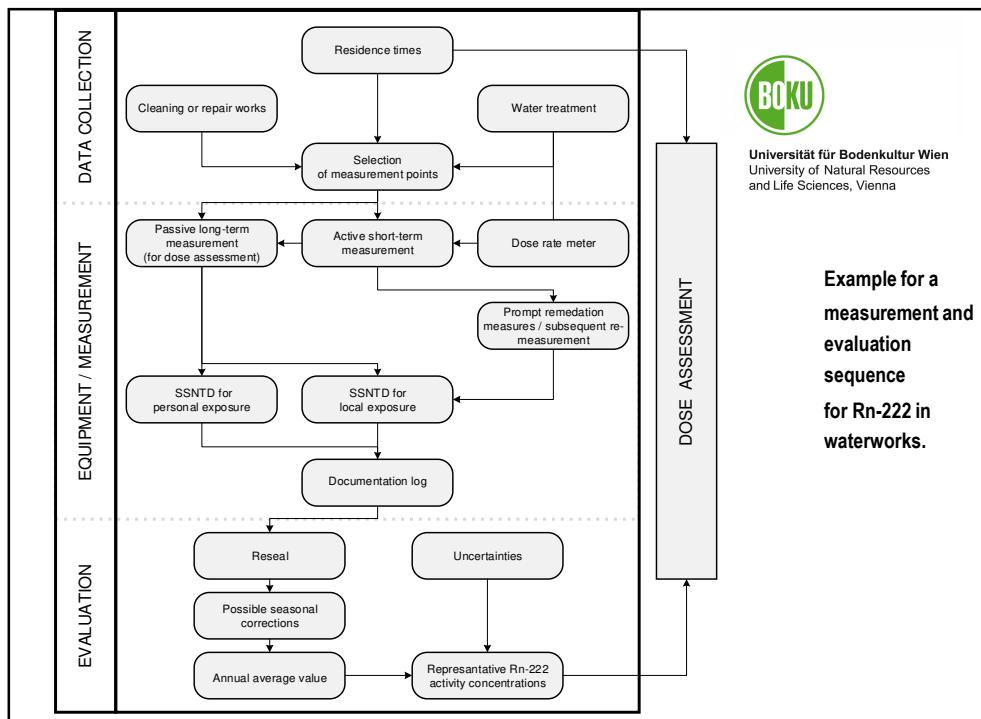
Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Passive long term detectors
 - Measurement points selected for realistic exposure scenario
- Short term measurement with high efficiency active device
- Dose meter for identifying enrichment of radium in filters
- Passive SSNTDs detectors for personal radon exposure

19.10.2017

Prüflabor für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) | Low-Level Counting Labor Arsenal

9



Summary



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

- Same reference levels for working places as for homes
- Completely different situation for working places
 - Special measurements procedures for certain working places
 - Especially for waterworks
- Specific measurement procedure given for waterworks



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Thank you for your attention!

The EMRP is jointly funded by the EMRP participating countries within EURAMET and the European Union.